

Integrerad övervakning av miljötillståndet i svensk skogsmark - IM

Sammanfattning av 1997-2001
och årsrapport för 2001



Redaktör: Stefan Löfgren

Integrerad övervakning av miljötillståndet i svensk skogsmark – IM

**Sammanfattning av 1997-2001
och årsrapport för 2001**

**Integrated monitoring of the environmental status in
Swedish forest ecosystem – IM**

Summary for 1997-2001 and annual report for 2001

Stefan Löfgren (red.)

Institutionen för Miljöanalys
Sveriges lantbruksuniversitet
Box 7050
750 07 Uppsala
Tel. 018 – 67 31 10
<http://www.ma.slu.se>

Tryck: 100 exemplar, Institutionen för Miljöanalys, Uppsala, mars 2004.

ISSN: 1403-977X

Förord

Naturvårdsverket genomför Integrerad övervakning av miljötillståndet i skogsekosystem (IM) inom programområdet ”Skog”. Övervakningen är relaterad till FN-konventionen om effekter av långtransporterade luftföroreningar ”Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979” (UN/ECE). IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL), Sveriges geologiska undersökning (SGU) och Institutionen för miljöanalys vid SLU (IMA, SLU) utför övervakningen på uppdrag av Naturvårdsverket.

Miljöövervakningen omfattar ekosystemstudier på avrinningsområdesnivå med bestämningar av vattenbalans, kemiska ämnesbudgetar och effekter på biota, främst vegetation och studier av markprocesser. Utförarna ansvarar för olika delprogram i ett integrerat system där IVL följer depositionen av ämnen, SGU undersöker markens fysikaliska och mineralologiska egenskaper och följer processer i grundvattnet medan IMA, SLU följer klimat och avrinning, markkemi och -biologi, vegetation samt samordar verksamheterna. Till detta kommer ett särskilt ansvar för IVL vad avser undersökningsområdet Gårdsjön i Bohuslän. Prov- och datainsamling vid detta område genomförs i huvudsak av IVL, Göteborg, med Hans Hultberg som samordnare.

Huvudansvariga för IM:s olika delmoment och de som bidrar med data till denna och annan rapportering framgår av nedanstående Tabell:

Samordning och internationella kontakter	Lars Lundin, SLU
Deposition, krondropp	Gunilla Pihl_Karlsson, IVL
Meteorologi, hydrologi, datahantering	Lars Lundin, SLU
	Hans Hultberg, IVL
Markkemi, -biologi, -vatten & förnaredbrytning	Lage Bringmark, SLU
Markfysik, grundvatten	Mats Aastrup, SGU
Bäckvatten	Stefan Löfgren, SLU
	Hans Hultberg, IVL
	Ulf Grandin, SLU
Vegetation inkl. träd, epifytalger & -lavar	

För mer utförlig information om de olika delmomenten hänvisas till dessa personer.

Provtagning och observationer genomförs i områdena huvudsakligen av Per Petersson och Fredrik Zetterqvist, Aneboda, Per Mossberg, Kindla och Johan Hörnqvist, Gammtratten. Insamlade prover för kemisk analys tas om hand och analyseras av ackrediterade laboratorier vid IVL och IMA, SLU. Tommy Jansson, IMA, Lotta Lewin Pihlblad, SGU och Bo Thunholm, SGU har medverkat i arbetet med att karaktärisera avrinningsområdena och att installera, underhålla och sköta driften av mätutrustning.

Föreliggande rapport består av bidrag från Mats Aastrup, Ewa Bringmark, Lage Bringmark, Sven Bråkenhielm, Ulf Grandin, Hans Kvarnäs, Lotta Lewin-Pihlblad, Lars Lundin, Stefan Löfgren och Bo Thunholm. Stefan Löfgren har bearbetat dessa bidrag och färdigställt rapporten i dess nuvarande skick.

I rapporten sammanfattas resultaten från de fyra IM-områdena Gårdsjön, Aneboda, Kindla och Gammtratten under perioden 1997-2001. Resultaten från 2001 beskrivs mer utförligt och bearbetad data från detta år redovisas i rapportens bilagor. Alla rådata finns digitalt tillgängliga vid IMA, SLU.

Innehåll

Förord	i
Innehåll	ii
Sammanfattning	1
Summary	3
1. Övervakningens bakgrund och syfte	5
2. Val av områden och undersökningsmetodik	5
Gårdsjön - SE-04.....	8
Aneboda - SE-14.....	8
Kindla - SE-15	9
Gammtratten – SE 16.....	9
3. Väderförhållanden 2001	10
4. Vattenbalans 2001	10
5. Modellerad vattenbalans 1997-2001	13
6. Kemiska förhållanden 2001	14
7. Grundvattennivåer och markvattenhalter	16
8. Variationer i grundvattenkemi – vad avslöjar den?	19
9. Flödet av mobila anjoner påverkar surhetstillståndet i mark och vatten	21
10. Långsam återhämtning från försurning konstaterad	23
11. Skogsmarkernas läckage av kol och kväve under fem år	24
12. Låg fosforutlakning från IM:s naturskogar.	25
13. Långspridda metaller i skogen (Pb, Cd och Hg)	28
Bly (Pb)	28
Kadmium (Cd)	32
Kvicksilver (Hg)	33
14. Vegetationsförändringar i intensivytorna	35
Data	35
Statistiska metoder och Ellenbergindex	35
Aneboda.....	35
Kindla	37
Gammtratten	38
Gårdsjön	39
Vegetationen stabil över korta tidsperioder.....	39
Svårt att påvisa miljöpåverkan.....	39
Artsammansättningen i IM-områdena är relativt homogen.....	40
English legends Figure 16-22	40
Referenser	41
Appendix (svenska)	42
Appendix (English).....	43

Sammanfattning

Naturvårdsverket genomför Integrerad övervakning av miljötillståndet i skogsekosystem (IM) inom programområdet ”Skog”. Övervakningen är relaterad till FN-konventionen om effekter av långtransporterade luftföroreningar ”Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979” (UN/ECE). IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL), Sveriges geologiska undersökning (SGU) och Institutionen för miljöanalys vid SLU (IMA, SLU) utför övervakningen på uppdrag av Naturvårdsverket.

Miljöövervakningen omfattar ekosystemstudier på avrinningsområdesnivå med bestämningar av vattenbalans, kemiska ämnesbudgetar och effekter på biota, främst vegetation och studier av markprocesser. Syftet är dels att som referensområden ge relevanta bakgrundsdata, dels att söka skilja effekter av mänsklig påverkan från naturlig variation. Modellering för prognostisering av utvecklingen är ett viktigt inslag. Mätningarna utförs i skyddade områden med lång kontinuitet, utan skogliga aktiviteter. Deposition av luftföroreningar och potentiell klimatpåverkan är de enda mänskliga störningarna i områdena. Syftet med IM-övervakningen skiljer sig från syftena med övriga miljöövervakningsprogram genom att IM i detalj skall kunna förklara förändringar i miljön och därmed bidra till tolkningen av resultaten från de mer extensiva programmen.

Föreliggande rapport redovisar förhållandena under perioden 1997-2001 och inbegriper de fyra IM-områdena Gårdsjön, Aneboda, Kindla och Gammtratten. Bearbetade resultat från 2001 återfinns i Tabellbilagan i slutet på rapporten.

IM-områdena är jonsvaga, med permanent sura förhållanden och med tämligen höga aluminiumhalter. Endast Gammtratten uppvisade låga halter oorganiskt aluminium, på nivåer som är tämligen ofarliga för gälandande organismer som fisk (Lydersen et al. 2002). Övriga metaller uppvisade halter i bäckvattnet under de nivåer där man anser att det föreligger risk för biologisk skada. Områdena uppvisade låga halter av oorganiska näringsämnen. Gårdsjöns närhet till havet återspeglas tydligt i kemin medan de höga halterna organiskt material påverkar vattenkvaliteten i Aneboda. Kindlas kemi förefaller präglas av vattnets snabba och ytliga transportvägar i marken, vilket är en vanlig företeelse i svensk skogsmark. Gammtratten är det minst sura området med ett medel-pH runt 5,5 och frekvent förekommande vätekarbonatalkalinitet i bäckvattnet.

Tämligen hög nederbörd innebar att grundvattennivåerna i allmänhet varit något över de normala under åren omkring millenniumskiftet. Detta återspeglas även i avrinningen, vilken var hög både 1998 och 2000. Jonflödet i Gårdsjön styrs i hög grad av nedfallet av havssalter, medan jonflödet i Aneboda och Kindla påverkas till ungefär lika delar av havssalttillförsel, svaveldeposition och interna biologiska processer. I Gammtratten styrs jonflödena i huvudsak av interna biologiska processer.

Under den studerade femårsperioden har samtliga områden uppvisat en svagt ökande export av buffertkapacitet med tiden. Ökningen motsvarar 10-20 mEq ANC m⁻² år⁻¹, med stora mellanårliga variationer, vilket indikerar att markerna har ökat sin förmåga att balansera den aciditet som tillförs till och skapas i ekosystemen. År 2001 hade samtliga områden förutom Kindla, vilket är det suraste området, en positiv ANC-export. Denna ökade bufferkapacitet kan spåras i bäckvattnet i form av

en svag ökning av pH i de tre sydligaste områdena. Det sker följaktligen en återhämtning från det försurningstryck som områdena tidigare varit utsatta för.

Skogsmarkens läckage av kol och kväve till bäckarna har under perioden 1997-2001 varierat med en faktor 1,5-2 i de fyra IM-områdena. Huvuddelen (>70%) av det kväve som frigjorts har varit organiskt bundet och kopplat till humusläckaget från marken. Humus- och kväveläckaget är normalt för svenska skogsområden och har uppgått till 35-100 kg C ha⁻¹ år⁻¹ respektive 0,9-3,5 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Fosforkoncentrationerna i avrinningsvattnet från IM-områdena varierade mellan 0.001 och 0.10 mg L⁻¹, med PO₄-halter <0.003 mg L⁻¹. För Anebodaområdet, med ofta relativt höga TOC-halter, var koncentrationerna ibland högre med P_{tot}-värden över 0.015 mg L⁻¹. Fosfortransporten varierade mellan 0.02 och 0.09 kg P ha⁻¹ år⁻¹ varav fosfatfosfor utgjorde 0.004 - 0.02 kg P ha⁻¹ år⁻¹. Störst fosforflöden noterades i Gammtratten.

De årliga Pb-transporterna genom B-horisonterna var 0,15, 0,22 respektive 0,13 mg m⁻² år⁻¹ i Aneboda, Kindla och Gammtratten, dvs avsevärt mindre än införsel via krondropp och t o m något mindre än uttransporter i bäckarna. Trots starkt minskad deposition de senaste decennierna sker det uppenbarligen fortfarande en ackumulation i marken. Även Cd uppvisade stark retention mellan regn och bäck i avrinningsområdena, med undantag av i Kindla, som utmärker sig genom att ha en uttransport av Cd, nästan i nivå med inflödet. Transporterna av Cd genom B-horisonten i Aneboda, Kindla och Gammtratten skattas till 0.10, 0,06 och 0,03 mg Cd m⁻² år⁻¹. Transporterna är ännu större genom humusskiktet vilket innebär en minskning av Cd-förråden i markens övre delar. Uttransporten av Hg från avrinningsområdena var cirka 5 % av depositionen utom i det nordligaste området Gammtratten där den var 19 %. Hg-transporterna genom B-horisonten skattas till 0,001, 0,003 och 0,001 mg m⁻² år⁻¹ för Aneboda, Kindla respektive Gammtratten. Transporterna genom B-horisonten var mindre än i bäcken, vilket indikerar att det sker en kraftig ackumulation av Hg i markens övre 25 cm.

Endast Aneboda uppvisar en tidsmässigt riktad förändring i vegetationssammansättningen under undersökningsperioden. Ellenbergindex visar att denna förändring delvis beror på ljusare och torrare förhållanden i vegetationsytan. Den främsta orsaken till att det inte gick att se några förändringar i de övriga områdena är förmodligen de korta tidsserierna. Artsammansättningen är relativt homogen och pH-gradienterna är små i IM-områdenas intensivtytor, vilket gör det svårt att påvisa miljöpåverkan. Kompletterande mätningar i fuktighetsgradientsplaneras därför.

Summary

The Swedish Environmental Protection Agency (SEPA) conducts Integrated Monitoring (IM) of the environmental status in forest ecosystems within the "Forest" part of Sweden's national environmental monitoring program. The monitoring is related to the UN-Convention "Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979" (UN/ECE). The Swedish Environmental Research Institute (IVL), the Geological Survey of Sweden (SGU) and the Department of Environmental Assessment at the Swedish University of Agricultural Sciences (IMA, SLU) perform the investigations on behalf of the SEPA.

The monitoring program includes ecosystem studies at drainage basin level with determinations of hydrological and chemical budgets as well as effects on biota, primarily the vegetation and studies of soil processes. The aims are to collect relevant background data from reference areas that can be used to separate anthropogenic disturbance of the ecosystem by air pollution from natural variation. Model simulations for prognoses of future environmental status are an important part of the program. The IM sites are located in protected areas where there has been little forestry activity for many decades. Atmospheric deposition of pollutants and anthropogenically induced climate change are the only human disturbances within the IM sites.

This report documents the investigations performed during the period 1997-2000 on the four IM-sites Gårdsjön, Aneboda, Kindla and Gammtratten. The results from 2001 are included in appendixes at the end of the report.

The IM sites are base poor with permanently acidic conditions and high aluminium concentrations in soil water, groundwater and streams. Only Gammtratten exhibited inorganic aluminium concentrations at levels below those reported to be harmful to gill breathing organisms such as fish (Lydersen et al. 2002). The other metals exhibited stream water concentrations below biologically harmful levels. All sites had low concentrations of inorganic nutrients. The coastal near location was reflected in the water chemistry at Gårdsjön, while the high concentrations of organic matter influenced the water quality at Aneboda. The water chemistry at Kindla seems to mirror shallow groundwater flow paths, which is typical for Swedish forests. Gammtratten is the least acid area with an average pH of 5.5 and frequently occurring hydrogen carbonate in the stream water.

The investigation period was characterized by fairly high precipitation, yielding groundwater levels and surface water runoff somewhat higher than normal, especially in 1998 and 2000. At Gårdsjön, the ion fluxes were dominated by Na and Cl from the precipitation of sea spray, while the ion fluxes at Aneboda and Kindla were equally influenced by sea salt, sulphur deposition and internal biological processes. At Gammtratten, internal biological processes determined the ion fluxes.

During the investigation period, all IM sites exhibited a slightly increased export of buffer capacity. The increase corresponded to 10-20 mEq ANC m⁻² y⁻¹, with large inter-annual variations, indicating improved ability of the soils to balance acid deposition and internal acidity production. During 2001, the most acidic Kindla was the only IM site not having a positive ANC export. At the three southern IM sites, the increased buffer capacity has induced a slight pH increase in the stream water. Obviously, the IM sites are slowly recovering from acid deposition.

During the period 1997-2001, the carbon and nitrogen leakage varied within a factor of 1.5-2 at the four IM sites. The main part (>70%) of the nitrogen was organically bound and associated with the humus fluxes from the soils. The carbon and nitrogen fluxes were normal for forested areas in Sweden and within the ranges 35-100 kg C ha⁻¹ y⁻¹ and 0.9-3.5 kg N ha⁻¹ y⁻¹, respectively. The phosphorus concentrations were low in stream water, generally within the range 0.001 - 0.10 mg P_{Tot} L⁻¹, and <0.003 mg PO₄ L⁻¹. At Aneboda, with relatively high TOC concentrations, the phosphorus concentrations could be higher with >0.015 mg P_{Tot} L⁻¹. The phosphorus fluxes varied between 0.02 and 0.09 kg P ha⁻¹ y⁻¹ out of which phosphate constituted 0.004 - 0.02 kg P y⁻¹ år⁻¹. The highest phosphorus loads were recorded at Gammtratten.

The annual Pb-fluxes from the B-horizon were estimated to 0.15, 0.22 and 0.13 mg m⁻² y⁻¹ at Aneboda, Kindla and Gammtratten, respectively, i.e. much less than in throughfall and somewhat less than in stream water runoff. Obviously, there is still a Pb accumulation in the soils regardless of the reduced deposition during the last decades. Except for at Kindla, having almost balanced Cd input and output, a net Cd retention occurred in the soils. At Aneboda, Kindla and Gammtratten, the Cd fluxes from the B-horizon were estimated to 0.10, 0.06 and 0.03 mg Cd m⁻² y⁻¹, respectively. The Cd fluxes were even higher from the humus layer, causing a net loss of Cd from the upper soil layer. The Hg export from the IM sites corresponded to approximately 5 % of the Hg deposition except for at Gammtratten where it was 19 %. The annual Hg-fluxes across the B-horizon were estimated to 0.001, 0.003 and 0.001 mg m⁻² y⁻¹ at Aneboda, Kindla and Gammtratten, respectively. Those fluxes were less than in the streams, indicating a large accumulation of Hg in the upper 25 cm of the soils.

Aneboda was the only IM site exhibiting a temporal change in the vegetation species distribution during the investigation period. The explanation for this trend was gradually lighter and dryer conditions at the intensive plot, indicated by Ellenberg indexes. The short time series probably explain why no temporal variations could be determined at the other three IM sites. The intensively studied vegetation plots at all IM sites, exhibits relatively homogenous species distributions and small pH gradients. Thus, it is difficult to demonstrate environmental disturbances on the vegetation. Therefore, complementary investigations are planned in moist gradients, having larger species diversity.

1. Övervakningens bakgrund och syfte

Naturvårdsverket genomför Integrerad övervakning av miljötillståndet (IM) i fyra skogsekosystem inom programområdet "Skog". Övervakningen är relaterad till FN-konventionen om effekter av långtransporterade luftföroreningar "Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979" (UN/ECE). Konventionsarbetet är organiserat i ett antal arbetsgrupper, varav den effekterrelaterade omfattar sex övervakningsprogram (ICP) och Task Force on Health. IM utgör en av dessa och tjugotvå av Europas länder deltar. Sverige är ordförandeland medan Finland samordnar datainsamlingen och den årliga internationella rapporteringen (ICP IM Annual Report). Övervakningen omfattar ett antal obligatoriska delprogram, som alla länder genomför. Sverige har dessutom valt att utföra några frivilliga delprogram, bl.a. studier av metaller, skogsskador, algbeläggning på barr och förnaredbrytning.

Övervakningen är inriktad mot att studera miljöeffekter och att undersöka konsekvenserna för hela ekosystemet av depositionen av kväve, svavel och tungmetaller. Det övergripande syftet med övervakningen i Sverige är att:

- i små, väldefinierade avrinningsområden samordna mätningar och utvärderingar så att samhällets behov av detaljerad kunskap och prognoser långsiktigt kan tillgodoses m. a. p. förurning, eutrofiering och metallpåverkan i typiska, svenska skogsekosystem,
- tillhandahålla kunskap som nationellt och internationellt kan användas som underlag för att optimera miljöförbättrande åtgärder,
- tillhandahålla kunskap som kan användas för att underlätta tolkningen av resultat från andra miljöövervakningsprogram eller forskningsprojekt,
- generera underlag till utveckling av modeller för att beräkna t. ex. kritiska belastningsnivåer (Critical Loads/Levels) och framtida miljötillstånd,
- sprida kunskap till allmänheten om vilka processer som påverkar miljötillståndet i skogen.

Miljöövervakningen utförs på avrinningsområdesnivå med bestämningar av vattenbalans, kemiska ämnesbudgetar och effekter på biota, främst vegetation och studier av markprocesser. Mätningarna används för att särskilja effekter av mänsklig påverkan från naturlig variation. Prognostisering av utvecklingen med hjälp av matematiska modeller är ett viktigt inslag. Områdena ligger i skyddade naturmiljöer med lång kontinuitet, utan skogsbruksåtgärder. Deposition av luftföroreningar och potentiell klimatpåverkan är de enda mänskliga störningarna i områdena.

För att kunna uppfylla målsättningarna med programmet måste övervakningen vara långsiktig. IM-övervakningen skiljer sig från övriga miljöövervakningsprogram genom att IM i detalj skall kunna förklara förändringar i miljön. IM-programmet bör på sikt också kunna inrymma övervakning av klimatförändringar, ozon samt persistenta organiska föreningar (POP) och deras effekter på biotan.

2. Val av områden och undersökningsmetodik

Målsättningen att på ekosystemnivå följa vattenomsättning och biogeokemiska processer för att försöka förklara observerade effekter på biota kräver kvantitativa

bestämningar av inflöde, förråd och utflöde. För en utförlig redovisning av den metodik som används hänvisas till IM-manualen (http://www.vyh.fi/eng/intcoop/projects/icp_im/manual/index.htm, EDC 1993, SYKE 1998).

De bestämningar som görs i avrinningsområdet omfattar klimatiska och fysikaliska förhållanden (t.ex. berggrund, jordlager och vatten), kemiska förhållanden i mark, vatten och vegetation samt biologiska förhållanden (t.ex. flora och beståndsdata). De processer som studeras är deposition, vittring, omsättning och utbyte i marken av vatten och kemiska ämnen, avdunstning och gasutbyte, upptag i levande biomassa och utflöden i avrinnande vatten från området. De övergripande samband som nyttjas är vattenbalans och hydrokemiska budgetar;

$$P = E + R + \Delta S$$

där P = nederbörd,
 E = avdunstning,
 R = avrinning och
 ΔS = ändring i vattenmagasin;

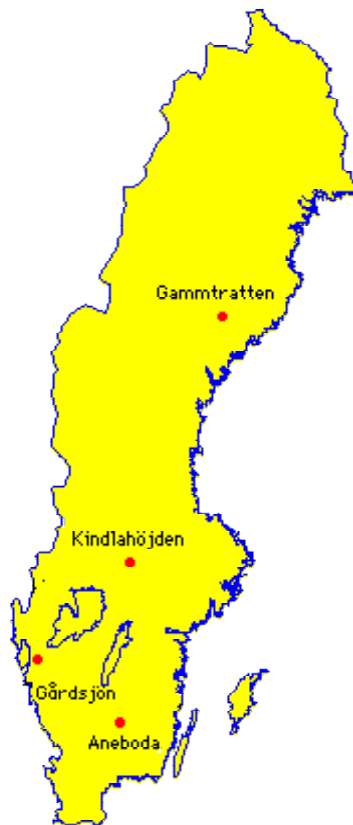
$$DEP + WEATH = UPTAKE + LEACH + \Delta POOL$$

där DEP = deposition av ämnen,
 $WEATH$ = vittring,
 $UPTAKE$ = vegetationupptag,
 $LEACH$ = utlakning och
 $\Delta POOL$ = ändring i förråd

Övervakningen av ekosystemets olika delar görs inom väldefinierade små avrinningsområden. Området bör vara så homogent som möjligt vad avser geologi och vegetation. Det bör vara i storleksordningen 10-100 ha och inneslutas av en likartad omgivning för att eliminera randeffekter. Området bör vara typiskt för regionen. Det bör ha lång kontinuitet utan skogliga åtgärder och vara fritt från störande aktiviteter, något som bäst tillgodoses i naturskyddade reservat. Området skall avvattnas av en bäck, vara fritt från sjöar och ha liten andel myrmark. Avstånd till förorenande aktiviteter och utsläpp bör vara > 50 km. Det bör också ligga så långt från havet att direkt inverkan därifrån är starkt reducerad.

I Sverige genomfördes en omfattande förändring av miljöövervakningen 1995, vilket innebar att fyra IM-områden utsågs. Dessa har successivt byggts upp. Aneboda (SE-14) etablerades 1996, Kindla (SE-15) etablerades 1997 medan Gammtratten (SE-16) etablerades under 1999. Området vid Gårdsjön (SE-04) har däremot lång kontinuitet med mätningar sedan 1970. Områdena är likartade och domineras av barrskog främst gran (Tabell 1), men lokaliserade till regioner med olika klimat och depositionsförhållanden (Figur 1). Föreliggande rapport behandlar resultaten från 2001.

Nedan följer en kortfattad presentation av områdena, som mer utförligt kommer att beskrivas i en särskild rapport (Lundin et al. in prep.).



Figur 1. Svenska IM-områden.
IM sites in Sweden.

Tabell 1. Arealer och andelar i IM-områdena (samhällen enl. Nordiska Ministerrådet 1994).
Areas at the IM sites (communities according to Nordic Council of Ministers 1994).

	Aneboda		Gårdsjön		Kindla		Gammtratten	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Granskog av blåbärsristyp (<i>Vaccinium myrtillus-spruce</i>)	14,5	76,3	2,0	56,2	13,1	64,2	7,4	18,7
Sumpgranskog (<i>wet spruce</i>)	2,7	14,2	0,4	11,0	4,6	22,6	3,8	9,6
Barrblandskog av blåbärsristyp (<i>Vacc. myrt.-mixed conifers</i>)	1,1	5,8	0,3	8,1	1,0	4,6	25,3	63,9
Öppet kärr (<i>open mire</i>)	0	0	0	0	0,2	1,3	1,7	4,3
Planterad tallungskog (<i>young pine plantation</i>)	0	0	0,5	15,4	0	0	0	0
Öppen fastmark (kalhygge, annan) (<i>open well-drained ground</i>)	0	0	0,2	4,5	0,4	2,0	0,7	1,8
Övrigt (mindre samhällen) (<i>others</i>)	0,6	3,7	0,2	4,8	1,1	5,3	0,7	1,8
Avrinningsområdet totalt (<i>cachment total</i>)	18,9	100	3,6	100	20,4	100	39,6	100

Gårdsjön - SE-04

IM-området i Gårdsjön är ett litet avrinningsområde (F1) om knappt 0,04 km², dominerat av tunna (0-0,7 m) moräntäcken med hög frekvens sten och block. Området är ett av flera som undersöks med inriktning på terrester och hydrologisk forskning. Undersökningarna har pågått sedan 1970. Gårdsjön har ingått som IM-område sedan 1991. Området har varit skogklätt under hundratals år men avverkades i början av 1900-talet. Gallring utfördes 1968. Cirka 0,5 hektar i sydöstra delen av avrinningsområdet avverkades 1980 och återplanterades därefter med tall. Ett mindre område i söder (0,2 ha) ingår i en större kalyta som togs upp under 1990-talet. Boskap har betat i området fram till 1950-talet.

Läge:	Västkusten, Bohuslän, Västra Götalands län
Lat./Long:	N 58° 03' ; E 12° 01'
Rikets nät:	644295; 127668
Kartblad:	Göteborg 7B NO
Area:	3.6 ha
Altitud:	114-140 m ö.h.
Berggrund:	Yngre gnejsiga granodioriter
Årsmedeltemperatur:	+ 6.7 °C (3)
Nederbörd:	1000 mm
Avdunstning:	480 mm
Avrinning:	520 mm

Aneboda - SE-14

IM-området i Aneboda är ett 0,2 km² stort avrinningsområde mitt på Sydsvenska höglandet. Boskap har under flera århundraden nyttjat området, som sannolikt kalavverkades i mitten av 1800-talet med spontan skogsåterväxt därefter. Under tiden 1940-1955 gjordes tidvis gallringar. Undersökningar avseende mark, vegetation och vatten har pågått sedan 1982. Aneboda etablerades som IM-område 1995. Området utgörs av småbruten, ställvis mycket stor- och rikblockig morän med relativt stort inslag av fuktiga och blöta marktyper. Skogen domineras av gran med inblandning av främst tall, bok och björk. Det bör påpekas att boken föryngrar sig väl.

Läge:	Sydsvenska höglandet, Småland, Kronobergs län
Lat./Long:	N 57° 05' ; E 14° 32'
Rikets nät:	633255; 142407
Kartblad:	Växjö 5E NV
Area:	18,9 ha
Altitud:	210-240 m ö.h.
Berggrund:	Granit
Årsmedeltemperatur:	+ 5.8 °C (3)
Nederbörd:	750 mm (4)
Avdunstning:	470 mm
Avrinning:	280 mm

Kindla - SE-15

IM-området i Kindla är ett 0,2 km² avrinningsområde i centrala Bergslagen. Regionen karakteriseras av småkullig terräng och större höjder. Barrskog med inslag av sumpskog dominerar. En öppen myr finns. Området är kuperat med branta sluttningar med höjdskillnader på uppåt 100 m inom ett avstånd av endast 200 m. Skogen domineras av ca 100 årig, ogallrad gran. Många kolbottnar i området visar att skogen under tidigare sekler nyttjats till träkolframställning och alltså varit kalavverkat i omgångar. Kindla etablerades som IM-område 1996.

Läge:	Bergslagen, Västmanland, Örebro län
Lat./Long:	N 59° 45' ; E 14° 54'
Rikets nät:	662650; 144950
Kartblad:	Filipstad 11E NV
Area:	20,4 ha
Altitud:	312-415 m ö.h.
Berggrund:	Filipstadsgraniter
Årsmedeltemperatur:	+ 4.2 °C
Nederbörd:	900 mm
Avdunstning:	450 mm
Avrinning:	450 mm

Gammtratten – SE 16

IM-området i Gammtratten är ett 0,4 km² stort avrinningsområde 10 mil från N Kvarkenkusten i höjd med Umeå. Det ligger inom den mellanboreala zonen och landskapet karakteriseras som Norrlands vågiga bergkullterräng. Området är en mot sydost sluttande dalsänka mellan bergen Gammtratten (578 m) i öster och Siberget (530 m) i väster. I sluttningarnas nedre del och i botten av sänkan finns flera mindre, mestadels trädbevuxna myrar. Nedre delen av sänkan domineras helt av gran, medan tallen är riklig i sluttningarnas övre delar. Glasbjörk förekommer nästan överallt, asp och sälg här och var. Skogen är delvis påverkad av skogsbruksåtgärder. Omkring 1900 fälldes ett antal större tallar, s.k. dimensionsavverkning, i de centrala delarna, särskilt sydväst om bäcken. Omkring 1990 låggallrades 6 hektar i avrinningsområdets nedre, sydvästra del, varav knappt 1 ha slutavverkades och planterades med gran. Låggallring innebär att mindre träd avverkas. På grund av brand finns tämligen rikligt med äldre tallar – den äldsta borrhålet från mitten av 1500-talet – medan granarna som regel är 100-150 år. Det finns rikligt med spår efter bränder från 1890-talet och bakåt i tiden.

Läge:	Norra Ångermanland, Västernorrlands län
Lat./Long:	63°51'N, 18°06'E
Rikets nät:	X 70 85 71, Y 16 14 10
Kartblad:	20 I NV Björna
Area:	39,6 ha
Altitud:	högsta 545 m, lägsta 410 m
Berggrund:	Rätangranit eller liknande
Årsmedeltemperatur:	+1,2°C
Nederbörd:	750 mm
Avdunstning:	370 mm
Avrinning:	380 mm

3. Väderförhållanden 2001

I Figur 2 ges en illustration till dygnsvariationen av temperatur, nederbörd och avrinning i IM-områdena. Eftersom endast korta tidsserier föreligger kan ingen direkt jämförelse göras med ett normalår i respektive IM-område. I brist på långa serier har jämförelse med närbelägna SMHI-stationer gjorts. Dessa redovisas i appendix 20. Det bör dock betonas att exempelvis nederbörden i Växjö ingalunda representerar situationen i Aneboda. Jämförelsen tjänar endast som en kvalitativ indikator på "normalsituationen".

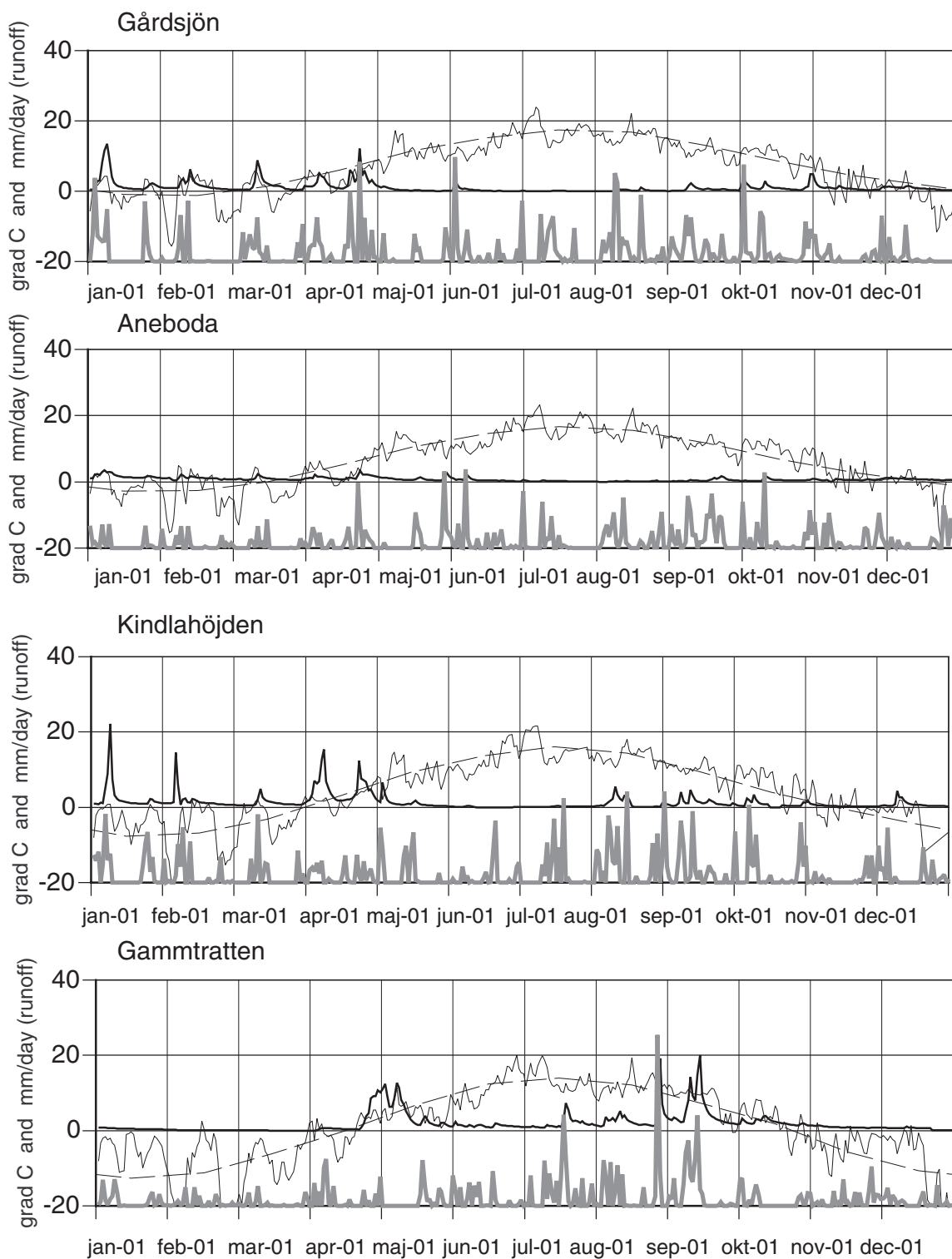
Vad som kännetecknade 2001 års väder var den varma inledningen på året vilket i kombination med kraftiga höstregn resulterade i vattenföringstoppar under perioden januari - april både i Gårdsjön, Aneboda och Kindla. Januari hade ett temperaturöverskott i alla IM-områdena även förvintern uppvisade höga temperaturer. Som mest hade Gammtratten ett temperaturöverskott på 7,6 grader i januari som dock ej orsakade någon flödestoppberoende på att temperaturen sällan överskred 0 grader. Sommartemperaturerna (juni till augusti) blev normala eller kallare än normala på samtliga stationer. Speciellt juni var mycket kall på samtliga stationer.

Vad som ytterligare kännetecknade 2001 års väder var att samtliga områden utom Gammtratten hade ett årsnederbördsunderskott på ca 30- 60 mm. Gammtratten hade däremot ett överskott på 155 mm som emanerade från en nederbördsrik sommar. Några extremvärden uppträdde ej men Kindla hade ett underskott på 70 mm i november. Gårdsjön hade nederbördsöverskott på 77 mm i april och ett underskott på 62 mm i november. Samtliga stationer hade lägre nederbördsmängder under hösten än normalt.

Höga hösttemperaturer med plusgrader i alla områdena resulterade i förhöjda vattenföringar långt in i december utom i Gårdsjön som hade små nederbördsmängder.

4. Vattenbalans 2001

Att fastställa ett områdes vattenbalans är mycket vanskligt på grund av stora osäkerheter i både mät- och beräkningsmetoder. Störst osäkerhet av de ingående elementen i vattenbalansen föreligger i avdunstnings- och magasinsberäkningarna. I Tabell 2 ges en sammanfattning av 2001 års vattenbalans för respektive område och i appendix 21 redovisas vattenbalanserna beräknade på månadsbasis. Skillnaden mellan nederbörd och avrinning kan ses som ett grovt mått på totala avdunstningen från området, men magasinseffekter medför att månadsvärdena är osäkra.



Figur 2. Dygnsvärden (mm/dag) på nederbörd (grå linje), avrinning (fet linje) och temperatur (smal linje) under 2001. Streckad smal linje är medeltemperaturen från referensstationerna Göteborg (Gårdsjön), Växjö, (Aneboda), Knön, (Kindla) och Fredrika, (Gammtratten).
Daily values (mm / day) on precipitation (grey line), runoff (bold line) and temperature (thin line) during 2001. Broken line shows long-term average from the reference stations Göteborg (Gårdsjön), Växjö, (Aneboda), Knön, (Kindla) and Fredrika, (Gammtratten).

Tabell 2. Sammanfattning av 2001 års vattenbalanser i IM-områdena.
Kronavdunstning = Nederbörd – krondropp.
Summary of the 2001 water balances at the IM sites.

	Gårdsjön		Aneboda		Kindla		Gammtratten	
	mm	% av nbd	mm	% av nbd	mm	% av nbd	mm	% av nbd
Nederbörd, öppet fält	893	100	925	100	781	100	748	100
Krondropp	573	64	561	61	537	69	696	93
Kronavdunstning	320	36	364	39	244	31	52	7
Avrinning	403	45	282	31	479	61	496	66
Nederbörd - avrinning	490	55	643	69	302	39	252	34

Tabell 3. Modellberäknade vattenbalanser (mm) för IM-områdena 1997-2001. Vattenbalansen är osäker för Gammtratten, vilket bl.a. framgår av den extremt höga avrinningen år 2000 (Löfgren 2002).
Modelled water balances (mm) for the IM sites 1997-2001.

Station	År	Nederbörd ¹⁾	Avdunstning ²⁾	Avrinning ³⁾	Markvatten ⁴⁾	Snö ⁵⁾
Gårdsjön	1997	1015	520	483	16	-2
Gårdsjön	1998	1222	531	704	1	-2
Gårdsjön	1999	1385	552	833	1	2
Gårdsjön	2000	1320	570	765	-12	0
Gårdsjön	2001	954	548	402	-2	0
	Medel	1179	544	637		
Aneboda	1997	675	400	269	19	-22
Aneboda	1998	873	452	410	19	2
Aneboda	1999	821	453	354	-4	16
Aneboda	2000	929	522	398	17	-5
Aneboda	2001	748	471	322	-65	18
	Medel	809	460	351		
Kindla	1997	850	409	350	2	88
Kindla	1998	857	414	508	27	-89
Kindla	1999	951	463	430	-13	70
Kindla	2000	1219	501	767	-11	-39
Kindla	2001	788	412	407	-4	-27
	Medel	933	440	492		
Gammtratten	1997	706	385	408	-4	-84
Gammtratten	1998	994	440	600	14	-59
Gammtratten	1999	979	439	536	-9	13
Gammtratten	2000	1397	510	912	17	-41
Gammtratten	2001	1135	444	602	-22	110
	Medel	1042	443	612		

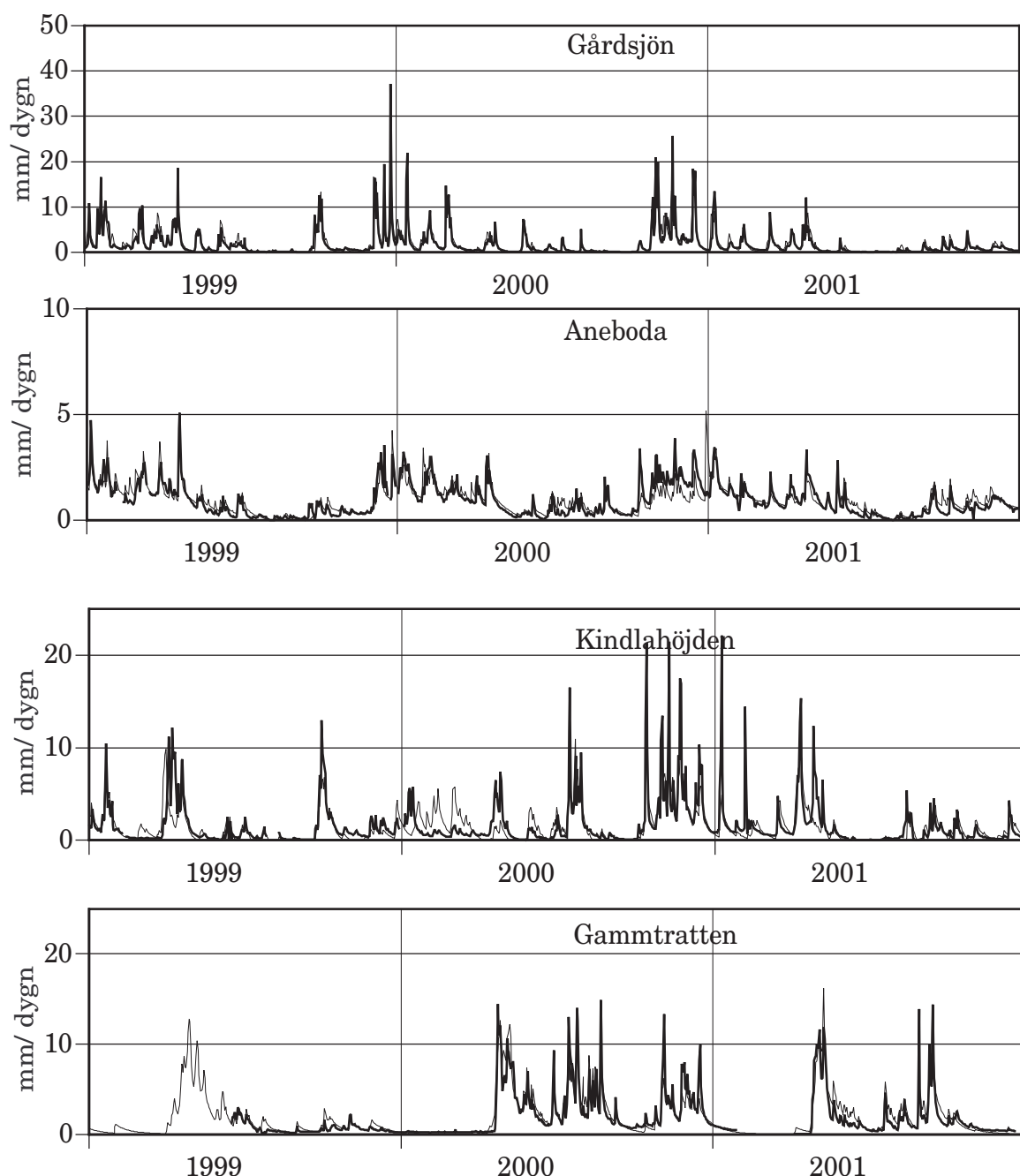
¹⁾ Korrigerad dygnsnederbörd i Gårdsjön, IVL i Aneboda, Nyberget respektive Fredrika

²⁾ Avdunstning enligt modellen

³⁾ Avrinning enligt modellen

⁴⁾ Markvattenhalt vid slutet av året minus markvattenhalt vid början av respektive år

⁵⁾ Snöns vattenekvivalent vid slutet av året minus vattenekvivalenten vid början av respektive år



Figur 3. Modellerad (tunn linje) och observerad (tjock linje) avrinning från IM-områdena 1999-2001.

Modelled (thin line) and observed (thick line) runoff at the IM sites in 1999-2001.

5. Modellerad vattenbalans 1997-2001

För att få en uppfattning av osäkerheten i beräkningarna har vattenbalansen även modellerats på dygnsbasis med hjälp av en simuleringsmodell (Q-modellen, Kvarnäs 2000). I Figur 3 visas några preliminära resultat från kalibreringsarbetet med Q-modellen. Simuleringarna har med undantag för Gammtratten gett god överensstämmelse mellan beräknad och observerad avrinning sett på årsbasis (Tabell 2&3). I modellen beräknas avdunstningen som potentiell evapotranspiration reducerad med avseende på modellerad markvattenhalt. Dygnsdata på nederbörd

och temperatur driver modellen. Osäkerheten i nederbördsdata (jämför ovan) är vid modellberäkningarna helt avgörande för avdunstningen eftersom modellen kalibreras mot avrinningen och avdunstningen blir något av en "restterm". Simulerade årsvisa vattenbalanser under perioden 1997-2001 redovisas i Tabell 3.

6. Kemiska förhållanden 2001

Följande kortfattade karaktärisering av det kemiska tillståndet i IM-områdena under 2001 baseras på de medelhalter som finns redovisade i tabellbilagan till denna rapport. För närmare beskrivning av antalet observationer, statistisk spridning etc. hänvisas till dessa tabeller.

Depositionen på öppen mark hade låg jonstyrka i samtliga fyra IM-områden, motsvarande en konduktivitet på 0,9-2,5 mS m⁻¹. Gårdsjöns närhet till havet och en betydande torrdeposition av havssalter framträder dock tydligt i krondroppets konduktivitet på ca 8,2 mS m⁻¹, att jämföra med 2,8 och 2,7 mS m⁻¹ i Aneboda respektive Kindla. I Gammtratten var konduktiviteten endast 1,0 mS m⁻¹ i krondroppet, vilket var obetydligt högre än på öppet fält, indikerande marginell påverkan av havssalt. Markvatten, grundvatten och bäckvatten hade ungefär samma eller något högre jonstyrka än krondroppet i både Kindla och Gammtratten, vilket indikerar snabba transportvägar i marken och kort tid för modifiering av nederbördsvattnet. Även i Gårdsjön är sannolikt transportvägarna snabba indikerat av den höga jonstyrkan i alla medier. I Aneboda var ledningsförmågan drygt dubbelt så hög i dessa medier jämfört med krondroppet, vilket indikerar större påverkan från markkemiska processer.

Kiselhalterna i mark- och grundvatten i Gårdsjön, Kindla och Gammtratten låg i normalt intervallet 2-4 mg L⁻¹. I Aneboda observerades betydligt högre Si-halter (4-7 mg Si L⁻¹), vilket indikerar tämligen långa omsättningstider och stor påverkan av markprocesser. Kiselhalterna i bäckvattnet var ca 2-3 mg Si L⁻¹ i samtliga områden förutom Aneboda där det var drygt 1 mg Si L⁻¹ högre.

Depositionen på öppen mark uppvisade små skillnader i pH mellan områdena, med den suraste nederbörden i Aneboda (pH≈4,5) och den minst sura i Gammtratten (pH≈4,9). I krondropp var pH 0,2, 0,4 och 0,2 enheter högre än på öppet fält i Gårdsjön, Aneboda respektive Kindla, indikerande neutralisation i trädkronorna. I Gammtratten förelåg ingen skillnad mellan pH på öppet fält och krondropp. I mark- och grundvattnet i inströmningsområdena i Gårdsjön och Kindla var pH på samma nivå eller något lägre än i krondroppet. I Aneboda och Gammtratten var det högre pH (0,2 respektive 1,0 enheter) i grundvattnet. I utströmningsområdena var pH betydligt högre (pH>5,2) än i krondroppet i Aneboda och Gammtratten, men surare (pH<4,6) i Gårdsjön och Kindla. I de båda senare områdena var mark- och grundvattnets buffertkapacitet, ANC, i huvudsak låga eller negativa (<0,002 mEq L⁻¹) i avrinningsområdets övre delar, medan negativ ANC endast uppmättes i markvattnet i Anebodas B-horisont och inte förekom i Gammtratten. I grundvattnet i utströmningsområdena var buffertkapaciteten tämligen hög (ANC>0) förutom i Kindla (-0,017 mEq L⁻¹) med förekomst av vätekarbonatalkalinitet på 0,13 mEq L⁻¹ i Aneboda och 0,01 mEq L⁻¹ i Gammtratten. Det senare indikerar tillförsel av äldre grundvatten alternativt högre vittringsintensitet i dessa områden, men inte i Kindla där både pH och ANC var låga överallt i marken. Grundvattnet i utströmningsområdet i Gårdsjön uppvisade positiv ANC (0,046 mEq L⁻¹).

Även bäckvattnet var påtagligt surt ($\text{pH} < 4,6$) i samtliga områden förutom Gammtratten, men avrinningen i Gårdsjön, Aneboda och Gammtratten uppvisade ett positivt ANC i motsats till Kindla, vilken var permanent sur med negativ ANC ($-0,013 \text{ mEq L}^{-1}$). Ytvattnet i Gammtratten var det mest välbuffrade med ett $\text{pH} \approx 5,5$ och ett $\text{ANC} \approx 0,08 \text{ mEq L}^{-1}$. Kindla hade följaktligen surast jord och avrinning trots att Gårdsjön haft den största historiska belastningen av surt nedfall. Egenskaper i avrinningsområdet gör följaktligen Kindla surare än Gårdsjön.

Fördelningen mellan sulfat, klorid och nitrat var tämligen jämn i nederbörden på öppet fält i Gårdsjön och Aneboda, medan andelen klorid var betydligt lägre i Kindla och Gammtratten. Påverkan av havssalter i södra Sverige framträdde ännu tydligare i krondroppet där klorid var den dominerande anjonen både i Gårdsjön och Aneboda, medan sulfat dominerade de oorganiska anjonerna i Kindla och Gammtratten. I samtliga områden förekom betydande inslag av organiska anjoner i krondroppet. I Aneboda, Kindla och Gammtratten utgjorde de faktiskt den dominerande anjonen med 38%, 40% respektive 34%, medan de i Gårdsjön, utgjorde endast 14%. Sulfat var den mest framträdande oorganiska anjonen i samtliga medier i Kindla, med nivåer 2-3 gånger högre än i krondroppet. Detta indikerar att stora mängder sulfat tillförs mark- och grundvatten från källor i marken (jfr. Löfgren 1999, 2000). I Aneboda var sulfat- och kloridjonhalterna på ungefär samma nivåer i mark-, grund- och ytvatten och även där indikerar sulfatnivåerna ett betydande tillskott av svavel från marken. I Gårdsjön var klorid den klart dominerande anjonen i det vatten som passerat marken, men sulfathalterna tyder på att svavel tillfördes från marken. I Gammtratten var sulfathalten i marken och bäcken betydligt högre än i krondroppet, även det en indikation på att marken utgjorde en svavelkälla. Organiska anjoner utgjorde ca 51% av anjonflödet i bäcken i Gammtratten, medan motsvarande värden var 14%, 25% och 21% för bäckarna i Gårdsjön, Aneboda respektive Kindla.

I depositionen på öppet fält dominerades baskatjonerna av natrium i samtliga områden. Natrium var för övrigt den mest framträdande baskatjonen i det vatten som passerat marken i samtliga områden, med likartade nivåer som klorid i Gårdsjön och Aneboda. Däremot var de betydligt högre än kloridhalterna i Kindla och Gammtratten, indikerande tillförsel från marken. Magnesium var den näst mest dominerande baskatjonen i Gårdsjön, medan kalcium och magnesium var på samma nivå i Aneboda och Kindla. Vätejoner utgjorde ett betydande inslag ($\geq 0,01 \text{ mEq L}^{-1}$) i samtliga medier förutom i mark- och grundvattnet i utströmningsområdena i Aneboda och Gammtratten. Nivåerna låg normalt i intervallet $0,01\text{-}0,05 \text{ mEq L}^{-1}$ varierande beroende på vattnets ursprung. Ett underskott av katjoner i förhållande till anjoner antyder att inslaget av sura, katjoniska metaller, främst aluminium och eventuellt något järn, hade en påtaglig påverkan på jonbalansen i Gårdsjön. I bäckvattnet utgjorde sura, katjoniska metaller storleksordningen $0,03 \text{ mEq L}^{-1}$. Osäkerheten är dock stor i dessa skattningar.

Halterna av totalaluminium var höga ($0,8\text{-}1,7 \text{ mg L}^{-1}$) i markvattnet i samtliga områden förutom Gammtratten, som uppvisade halter $\leq 0,8 \text{ mg L}^{-1}$. I grundvattnet var halterna något lägre eller på samma nivå. Halterna i bäckvattnet var lägst i Gammtratten ($0,24 \text{ mg L}^{-1}$) med högst pH (5,5) och $0,6\text{-}0,8 \text{ mg L}^{-1}$ i de andra områdena med lägre pH (4,4-4,6). Det oorganiska aluminiumet (Ali) utgjorde 34%, 17%, 53% och 8% av totalaluminiumet i Gårdsjön, Aneboda, Kindla respektive Gammtratten. Detta motsvarar ett haltintervall på $0,02\text{-}0,39 \text{ mg Ali L}^{-1}$.

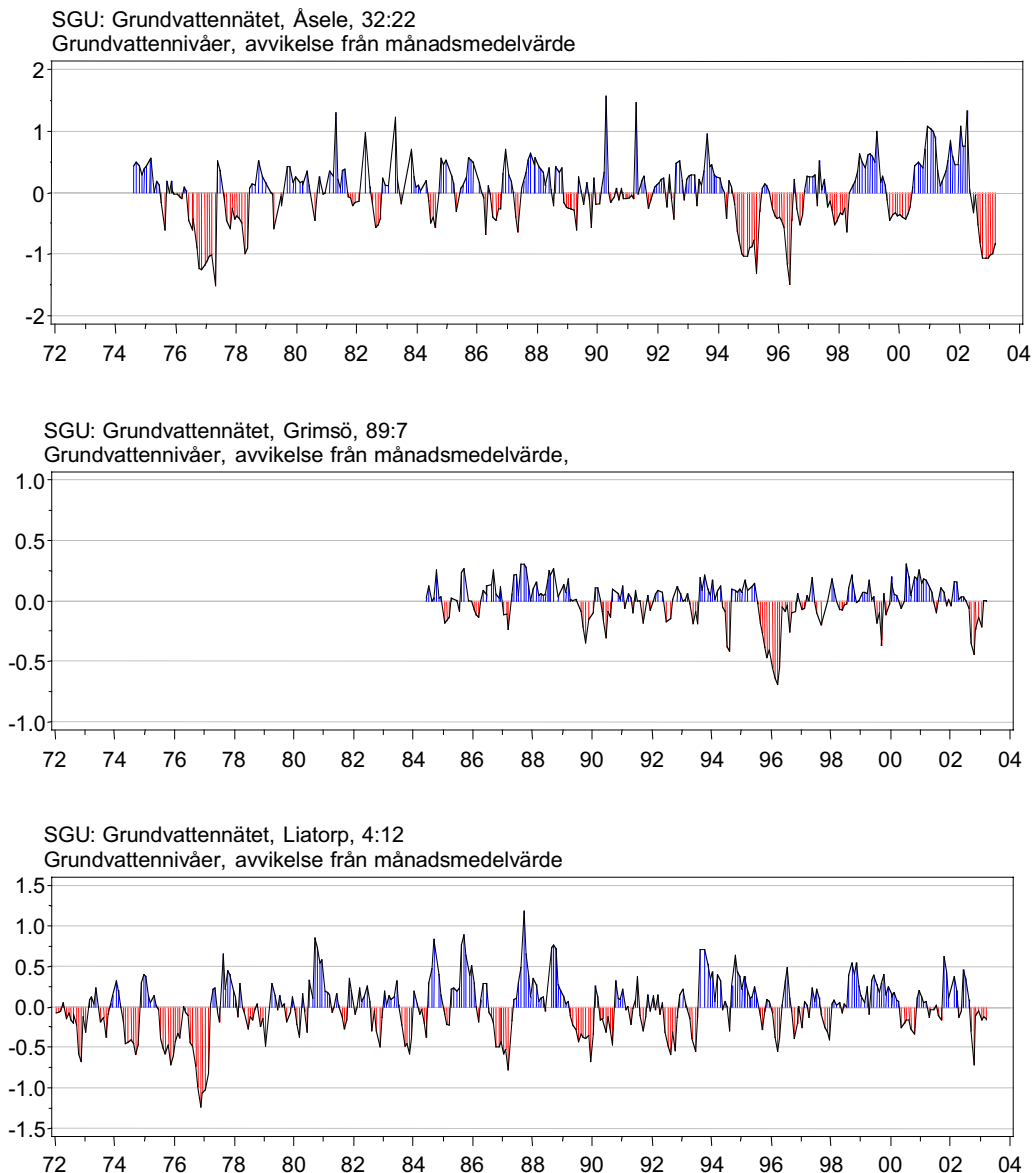
Halten löst organiskt material (DOC) var betydligt högre i bäckvattnet i Aneboda (23 mg L^{-1}), än i Gårdsjön, Kindla och Gammtratten ($4, 9$ respektive 9 mg L^{-1}). Förutsättningarna för att komplexbinda metaller var följaktligen avsevärt bättre i Aneboda än i de övriga områdena. De höga DOC-halterna återspeglades givetvis även i halterna organiskt bundet kväve, med avsevärt högre halter i Aneboda och Gårdsjön ($695 \text{ } \mu\text{g org-N L}^{-1}$) jämfört med de andra områdena ($<220 \text{ } \mu\text{g org-N L}^{-1}$). Det organiskt bundna kvävet utgjorde 79-84% av totalkvävet i samtliga bäckar. De oorganiska kväve- och fosforfraktionerna förekom i tämligen låga halter ($<44 \text{ } \mu\text{g org-N L}^{-1}$, $\leq 3 \text{ } \mu\text{g PO}_4\text{-P L}^{-1}$).

Inget av områdena hade särskilt höga järn- eller manganhalter i bäckvattnet ($<1 \text{ mg Fe L}^{-1}$, $\leq 0,05 \text{ mg Mn L}^{-1}$). Däremot uppmättes tämligen höga järnhalter i mark- och grundvattnet i utströmningsområdet i Aneboda ($2,6$ respektive $8,8 \text{ mg L}^{-1}$). Halterna av koppar, bly, zink och kadmium i bäckvattnet var normalt betydligt lägre än de lägsta halterna där negativa biologiska effekter kan förväntas ($\text{Cu} > 3 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, $\text{Pb} > 1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, $\text{Zn} > 20 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ och $\text{Cd} > 0,1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, NV 1999). Även totalkvicksilver och metylkvicksilver analyserades i vissa medier i Gårdsjön, Aneboda och Gammtratten. I bäckarna var medelhalterna $3,7\text{-}6,8 \text{ ng Hg L}^{-1}$ respektive $0,2\text{-}1,4 \text{ ng MeHg L}^{-1}$. Högst kvicksilverhalter uppmättes i Aneboda och lägst i Gammtratten.

Avslutningsvis kan man sammanfatta områdena som jonsvaga, med permanent sura förhållanden och med tämligen höga aluminiumhalter. Endast Gammtratten uppvisade låga halter oorganiskt aluminium, på nivåer som är tämligen ofarliga för gäländande organismer som fisk (Lydersen et al. 2002). Övriga metaller uppvisade halter i bäckvattnet under de nivåer där man anser att det föreligger risk för biologisk skada. Områdena uppvisade låga halter av oorganiska näringsämnen. Gårdsjöns närhet till havet återspeglas tydligt i kemin medan de höga halterna organiskt material påverkar vattenkvaliteten i Aneboda. Kindlas kemi förefaller präglas av vattnets snabba och ytliga transportvägar i marken, vilket är en vanlig företeelse i svensk skogsmark. Gammtratten är det minst sura området med ett medel-pH runt 5,5 och frekvent förekommande vätekarbonatalkalinitet i bäckvattnet.

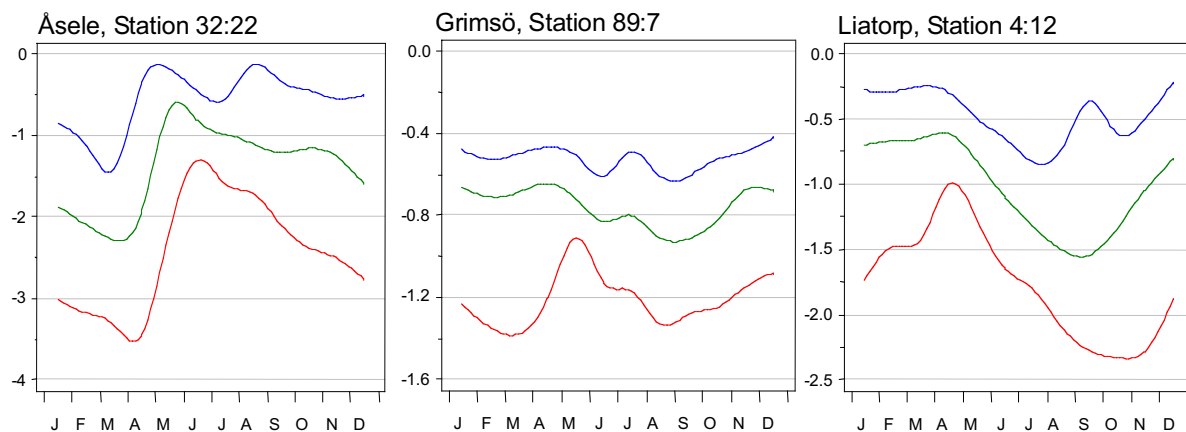
7. Grundvattennivåer och markvattenhalter

Grundvattennivåerna har i allmänhet varit något över de normala under åren omkring millenniumskiftet. Detta framgår av data från mätstationerna Åsele 32:22, Grimsö 89:7 och Liatorp 4:12 inom SGU's grundvattennät som ligger förhållandevis nära IM-områdena Gammtratten, Kindla och Aneboda (Figur 4).



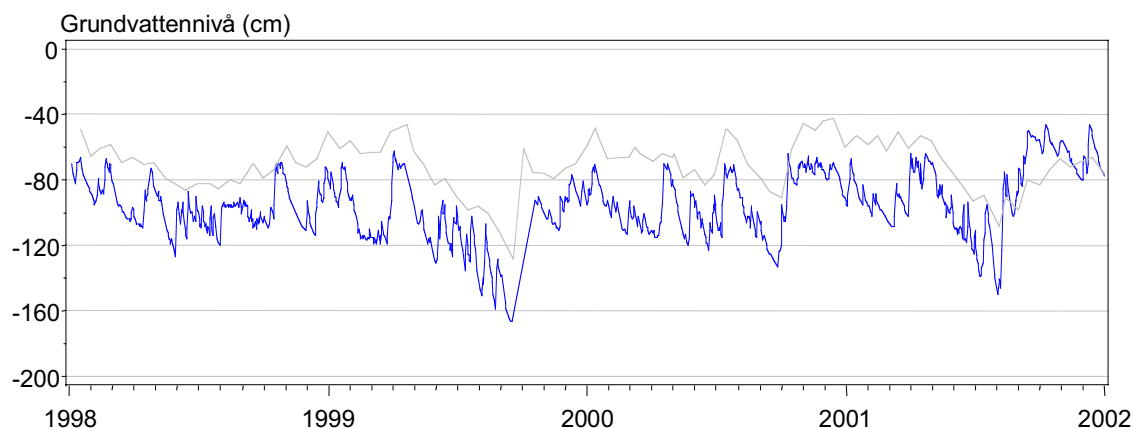
Figur 4. Differens (meter) mellan uppmätt grundvattennivå och månadsmedelnivå för stationer i SGU:s Grundvattennät under perioden 1972 – 2003.
Difference (meter) between measured level and average monthly groundwater levels during the period 1972 – 2003 at three national groundwater sampling stations (Geological Survey of Sweden).

De genomsnittliga variationerna under året varierar tydligt mellan de olika mätstationerna (Figur 5). Mätstationen vid Åsele uppvisar en för området typisk grundvattenregim med den dominerande grundvattenbildningen i samband med snösmältningen under april-maj. Vid Grimsö förekommer betydande grundvattenbildning både under våren och hösten, medan däremot stationen vid Liatorp har praktiskt taget all grundvattenbildning under perioden september – mars.



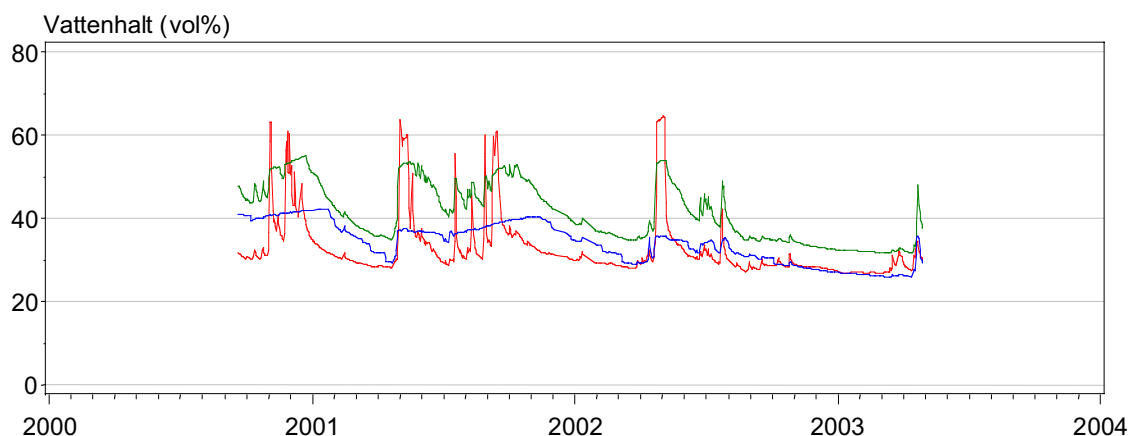
Figur 5. Uppmätta grundvattenregimer (meter under markytan) vid tre stationer inom SGUs Grundvattennät. Åsele = Norrland, Grimsö = Bergslagen, Liatorp = Götaland, Blå = maximum, Grön = medelvärde och Röd = minimum.
Groundwater regimes (meter below soil surface) at three national groundwater sampling stations (Geological Survey of Sweden). Åsele = northern Sweden, Grimsö = central Sweden, Liatorp = southern Sweden, Blue = maximum value, Green = average value, Red = minimum value.

Som exempel på grundvattennivåer inom IM redovisas data från Kindla i Figur 6. Nivåerna följer mycket väl de uppmätta nivåerna vid SGU:s mätstation i Grimsö som är belägen ca 25 km SO om Kindla. Mönstret uppvisar tämligen normala förhållanden med sjunkande nivåer under vinter och sommar samt tydligt stigande nivåer under vår och höst. Skillnaden mellan högsta och lägsta nivå under perioden 1998-2001 är ungefär 1 m vilket är normalt för de hydrogeologiska förhållandena vid Kindla. Värt att notera är de nederbördsrika somrarna 1998 och 2000 med allmänt höga och tidvis stigande grundvattennivåer samt extremt låga nivåer september 1999, tidigt sommarminimum 2001 följt av kraftig påfyllnad under tidiga hösten.



Figur 6. Uppmätta grundvattennivåer vid Kindla (blå kurva) och vid Grimsö (grå kurva).
Measured groundwater levels at Kindla (blue) and Grimsö (grey) during the period 1998-2001.

Vattenhalterna (Figur 7) har uppmätts som ofrusen vattenhalt uttryckt i volym-% av den totala volymen. De tidsmässiga variationerna kan därmed återspegla både torr-/våtperioder samt frysning/upptining. Vattenhaltsvariationerna vid Gammtratten uppvisar ett variationsmönster som är orsakad av dessa båda företeelser. Värt att notera är den snabba ökningen av vattenhalten under april-maj som orsakas både av is- och snösmältning. Under hösten 2002 var markvattenhalten mycket låg som ett resultat av små nederbördsmängder. Effekterna av den torra hösten 2002 hänger kvar under vintern och våren 2003 med låga vattenhalter.



Figur 7. Vattenhaltsvariationer i marken vid Kindla på djupen 5 cm (röd), 20 cm (grön) och 47 cm (blå).
Soil water content (% of total soil volume) at Kindla at 5 cm (red), 20 cm (green) and 47 cm (blue) soil depth during the period 2000 – 2003.

8. Variationer i grundvattenkemi – vad avslöjar den?

Det svavelsyrasura nedfallet har framför allt i södra Sverige förändrat grundvattnets kemiska sammansättning. Sulfathalterna har ökat och som ett resultat av katjonbyte och vittring har även halterna av baskatjoner ökat. Räcker inte markens buffertförmåga till så förbrukas grundvattnets alkalinitet. När försurningspåverkan har gått så långt att karbonatsystemet inte buffrar längre och förutsatt att humushalterna är låga, sjunker pH till en nivå där aluminiumsystemet bromsar upp ytterligare pH-sänkning. Då har vi indikationer på kraftig försurningspåverkan av grundvattnet.

De tämligen ytliga grundvattnets kemi i IM-områdena Aneboda och Kindla har alla drag som karakteriserar ett surt grundvatten (Tabell 4).

I inströmningsområdets grundvatten, såväl i Kindla som i Aneboda, är sulfat den dominerande anjonen. Även om koncentrationerna har minskat mot utströmningsområdena kring bäckarna dominerar den fortfarande i Kindlas utströmningsområde. I Aneboda har sulfathalten nästan halverats från inströmning till utströmning, varvid klorid blivit den dominerande anjonen. Kloridjonkoncentrationerna är mycket konservativa genom hela de ytliga grundvattensystemen såväl i Aneboda som i Kindla.

Tabell 4. Grundvattnets kemiska sammansättning som medelvärden i Aneboda och Kindla i mEq L⁻¹. Al, Fe, Mn är angivna i µg L⁻¹ och TOC i mg L⁻¹

	Aneboda		Kindla	
	Inströmning 7700:22	Utströmning 7700:31	Inströmning 6700:11	Utströmning 6700:31
Djup (m)	3.2	1.0	2.4	1.1
SO ₄	0.300	0.166	0.180	0.133
Alk	0.076	0.131	0.012	0.025
Ac	0.014	0	0.071	0.082
Cl	0.259	0.255	0.059	0.055
NO ₃	0.0008	0.001	0.002	0.005
PO ₄	0.0002	0.0004	0.0003	0.0004
Ca	0.204	0.187	0.049	0.051
Mg	0.108	0.157	0.022	0.036
Na	0.292	0.258	0.091	0.109
K	0.017	0.019	0.008	0.009
NH ₄	0.002	0.019	0.017	0.004
pH	5.18	5.49	4.84	4.55
Al	1172	1360	1288	1033
Fe	213	7018	63.3	496
Mn	99	88	19.1	24.0
SiO ₂	9.86	16.8	8.54	10.62
TOC	2.57	22.9	4.45	12.62

Natrium är genomgående den dominerande katjonen. I Anebodas utströmningsområde är järnhalterna så höga att de till och med överskrider koncentrationen av kalcium. I Kindla är koncentrationerna aluminium relativt höga. I inströmningsområdet kan oorganiskt aluminium utgöra en betydande katjon indikerat av lågt pH (4,8) och relativt låg humushalt (4,5 mg TOC L⁻¹). Trots lågt pH i utströmningsområdet (pH=4,6) är dock sannolikt huvuddelen av aluminiumet organiskt bundet indikerat av de höga TOC-halterna (12,6 mg L⁻¹).

Sedan i början av 1990-talet har sulfatnedfallet över Sverige minskat med ungefär 50 %. Under de senaste 5 åren är det svårt att skönja någon trend i nedfallet över de båda avrinningsområdena Aneboda och Kindla. Nedfallet presenteras därför som medelvärden för femårsperioden 1997 – 2001 i Tabell 5. För att jämföra skillnader i dynamiken med avseende på flödet av olika jonslag ges även uttransporten från områdena.

Tabell 5. Medelvärden av deposition och avrinning för femårsperioden 1997-2001 angivna i mekv/m², och år.

	Aneboda			Kindla		
	Deposition	Avrinning	Netto	Deposition	Avrinning	Netto
SO ₄	30.6	61.6	-31.0	31.4	74.4	-43.0
Cl	41.6	63.4	-21.8	25.2	28.4	-3.2
NO ₃	9.2	1.06	+8.1	11.2	0.68	+10.5
Ca	17.2	33.0	-15.8	18.2	16.8	+1.4
Mg	13.6	32.0	-18.4	11.2	14.0	-2.8
Na	35.2	73.8	-38.6	21.6	48.8	-27.2
K	32.4	6.0	+26.4	36.4	4.6	+31.8
Al		124.8			418.6	

Noterbart är det mycket större marina inslaget i depositionen i Aneboda. I övrigt är det inga större skillnader i depositionens kemi. Båda områdena, men i synnerhet Kindla, har mycket stort nettoutflöde av sulfat och natrium och aluminium. Aneboda har ett kraftigt utflöde av baskatjonerna kalcium och magnesium, medan deposition och utflöde av dessa joner i stort sett balanserar varandra i Kindla.

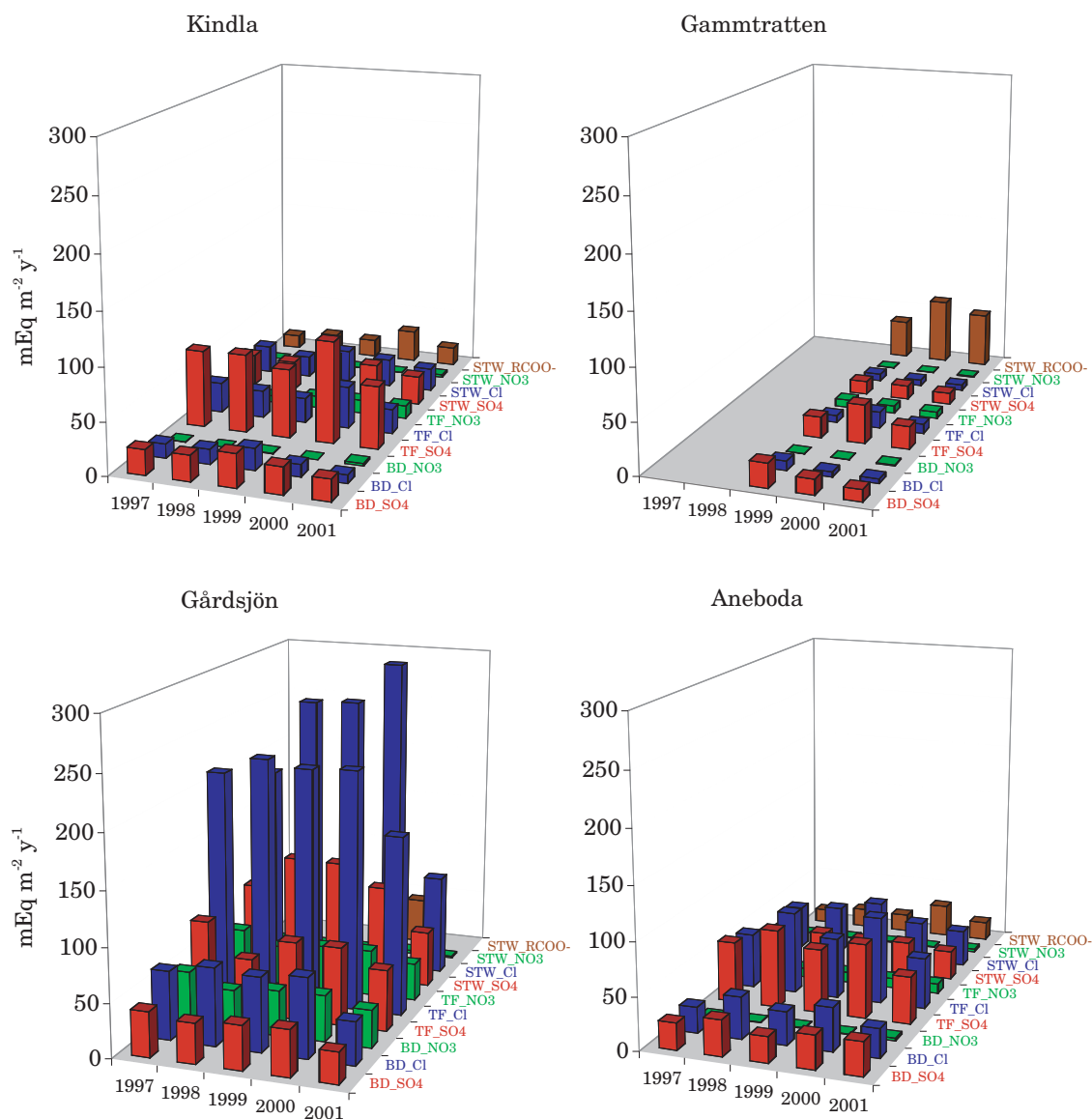
9. Flödet av mobila anjoner påverkar surhetstillståndet i mark och vatten

Flödet av negativt laddade joner genom marken påverkar markens surhetstillstånd genom att dra med sig motsvarande mängd positivt laddade joner. Kan vittring och deposition av baskatjoner balansera anjonflödet sker ingen markförsurning, men om anjonflödet överstiger tillförseln av baskatjoner tär det på markens förråd i jonbytarkomplexet (främst organiskt material) och basmättnadsgraden sjunker. Marken försuras långsamt och när baskatjoner från jonbytarkomplexet inte längre kan balansera anjonflödet blir även det avrinnande vattnet surare. De mobila anjonerna balanseras då till viss del av protoner och oorganiskt aluminium.

Den försurande effekten är olika för olika anjoner främst beroende på hur de tillförs systemet. Surt nedfall i form av svavelsyra tillför sulfatjoner som balanseras av protoner, vilket innebär att sulfatet till 100% är markförsurande. Tillförseln av kloridjoner i form av "sea spray" balanseras av natrium, vilket innebär att kloridjonen inte är markförsurande. Däremot kan en del av natriumjonerna temporärt fastna i marken och delvis jonbytas mot protoner, vilket kan ge upphov till en sur avrinning. Marken blir då mer basisk medan det avrinnande vattnet blir surare. Det sker följaktligen en omfördelning av aciditet från marken till vattnet. Tillförseln av nitratjoner balanseras ofta av ammoniumjoner och båda dessa tas upp av vegetationen. De skapar följaktligen normalt inte vare sig mark- eller vattenförsurning. Undantag är vid kalavverkning då nitratjoner läcker ut och i extremt begränsade kustnära områden där vegetationen inte kan ta upp allt det kväve som tillförs s.k. "kvävemättnad".

Sulfat, klorid och nitrat utgör de starka syrornas anjoner, men även de svaga organiska syrornas anjoner (humus) är mobila. Dessa bildas i marken och drar med sig katjoner på dess väg till ytvattnen. Transporteras de i protonerad form leder det till ett sänkt pH i ytvattnen, s.k. naturlig surhet. På motsvarande sätt kan sulfat bildas vid nedbrytningen av organiskt bundet svavel eller vid oxidation av sulfider. Dessa sulfatjoner är också försurande.

Flödet av de mobila anjonerna har studerats i IM-områdena och resultaten visar att det är extremt stora skillnader mellan områdena och att det är en tämligen stor inomårlig variation. Tillförseln av anjoner i det kustnära Gårdsjön dominerades av kloridjoner både på öppet fält och i krondroppet, vilket gav upphov till stora flöden i bäckvattnet (Figur 8). Kloridjonflödet var i krondropp och bäckvatten mer än dubbelt så stort som sulfatjonflödet på ekvivalensbas, men huvuddelen av kloridjonflödet balanserades av natrium. Det är dock uppenbart att tillförseln av havssalt har potential att göra bäckvattnet surare om natriumjonerna fastnar i marken och jonbyts mot protoner.



Figur 8. Årliga flöden av sulfat (SO_4), klorid (Cl) och nitrat (NO_3) i nederbörd på öppet fält (BD), i krondropp (TF) och i bäckvatten (STW) samt organiska anjoner (RCOO^-) i bäckvatten under perioden 1997-2001 i Gårdsjön, Aneboda, Kindla och Gammtratten. *Annual fluxes of sulphate (SO_4), chloride (Cl) and nitrate (NO_3) in bulk deposition (BD), throughfall (TF) and stream water (STW) as well as organic anions (RCOO^-) in stream water during the period 1997-2001 at Gårdsjön, Aneboda, Kindla and Gammtratten.*

Även i Aneboda var tillförseln av kloridjoner tämligen hög och på samma nivå som sulfattillförseln (Figur 8). Kloridjonflödet var dock bara en fjärdedel av det i Gårdsjön. I Kindla var kloridjontillförseln betydligt mindre och i Gammtratten mycket låga. Sulfatjoner utgjorde den dominerande anjontillförseln i båda dessa områden.

Anjontillförseln via krondropp i Aneboda, Kindla och Gammtratten var i medeltal 42%, 22% respektive 20% av de $320 \text{ mEq m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ som uppmättes i Gårdsjön. Motsvarande siffror för jonflödena i bäckvattnet var 30%, 22% respektive 20% av de $357 \text{ mEq m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ som uppmättes i Gårdsjön. Gårdsjön är följaktligen det område

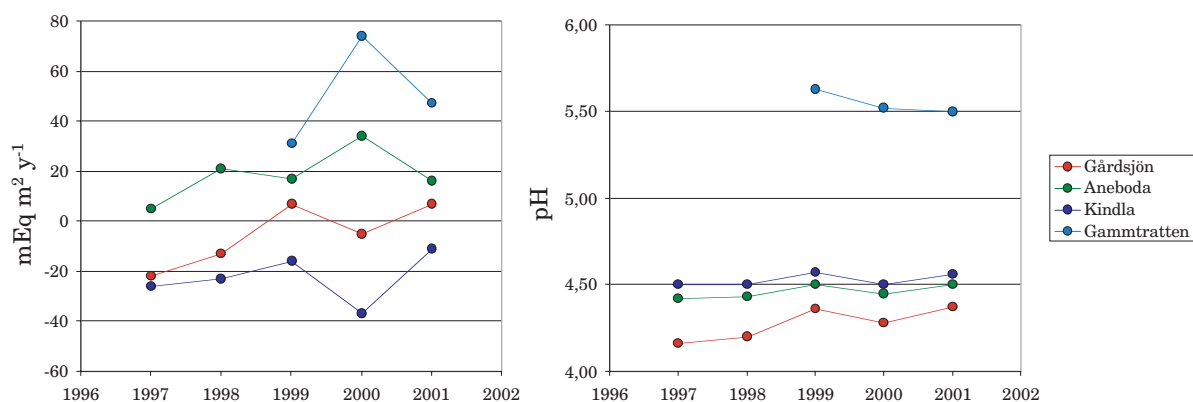
som har störst jongenomströmning i marken, vilket gör det särskilt känsligt för störningar som påverkar markens jonbytaregenskaper.

Kloridjoner dominerade anjonflödet i bäckvattnet i Gårdsjön och var något högre än sulfatflödet i Aneboda. I Kindla var sulfatjonflödet något högre än kloridjonflödet. I Gammtratten utgjorde organiska anjoner i medeltal 73% av anjonflödet, medan kloridjonflödet var försumbart. Jonflödena i Gammtratten styrs följaktligen i huvudsak av interna biologiska processer. Flödet av organiska anjoner utgjorde i medeltal 12%, 30% och 25% av det totala anjonflödet i bäckarna i Gårdsjön, Aneboda respektive Kindla.

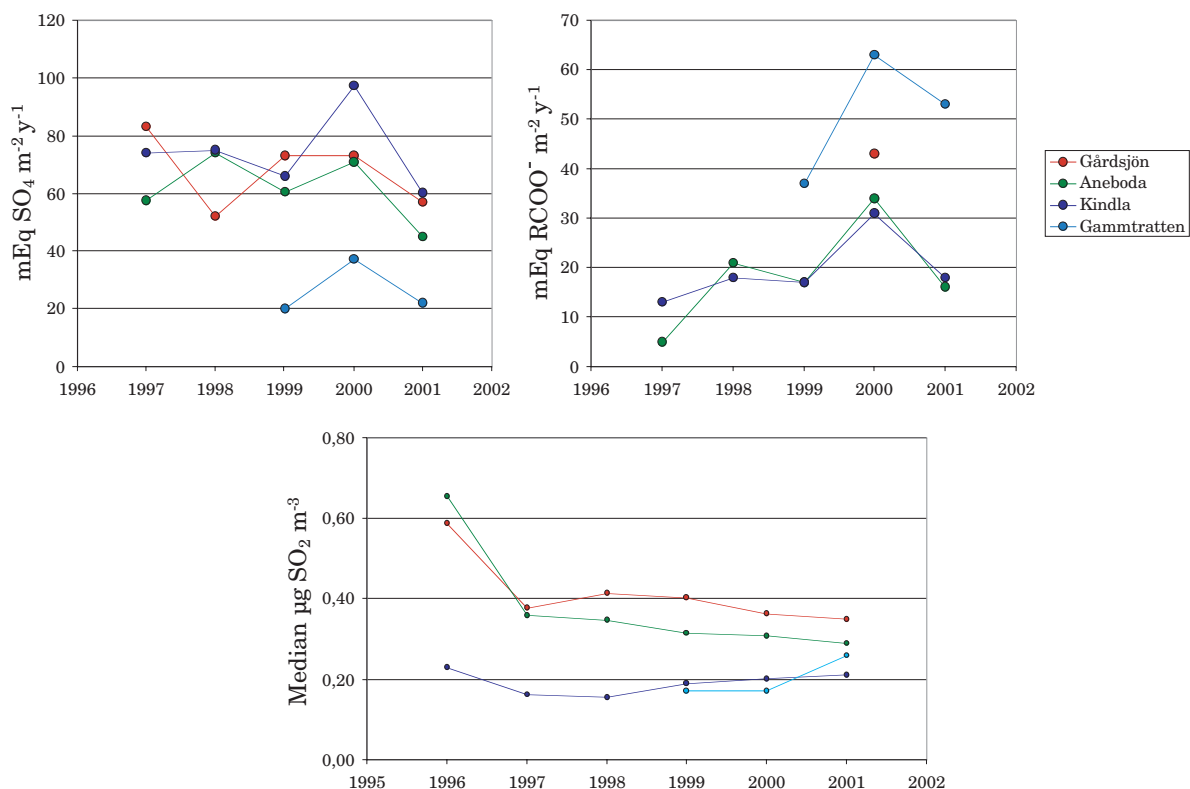
Sammanfattningsvis kan man konstatera att jonflödet i Gårdsjön i hög grad styrs av havssalttillförseln, medan jonflödet i Aneboda och Kindla påverkas till ungefär lika delar av havssalttillförsel, svaveldeposition och interna biologiska processer. I Gammtratten styrs jonflödena i huvudsak av interna biologiska processer.

10. Långsam återhämtning från försurning konstaterad

Under den studerade femårsperioden har samtliga områden uppvisat en svagt ökande export av buffertkapacitet med tiden (Figur 9). Ökningen motsvarar 10-20 mEq ANC m⁻² år⁻¹, med stora mellanårliga variationer, vilket indikerar att markerna har ökat sin förmåga att balansera den aciditet som tillförs till och skapas i ekosystemen. De mobila anjonerna balanseras följaktligen i mindre grad av vätejoner och oorganiskt aluminium. År 2001 hade samtliga områden förutom Kindla, vilket är det suraste området, en positiv ANC-export. Denna ökade buffertkapacitet kan spåras i bäckvattnet i form av en svag ökning av pH i de tre sydligaste områdena (Figur 9).



Figur 9. Årlig ANC-export (mEq m⁻² år⁻¹, vänster) från Gårdsjön, Aneboda, Kindla och Gammtratten samt pH (höger) i bäckarna under perioden 1997-2001. Annual export of ANC (mEq m⁻² y⁻¹, left) and pH in stream water (right) at Gårdsjön, Aneboda, Kindla and Gammtratten during the period 1997-2001.



Figur 10. Årlig sulfatdeposition via krondropp ($\text{mEq SO}_4 \text{ m}^{-2} \text{ år}^{-1}$, vänster) och årlig export av organiska anjoner via bäckarna ($\text{mEq RCOO}^- \text{ m}^{-2} \text{ år}^{-1}$, höger) samt lufthalter av svaveldioxid ($\mu\text{g m}^{-3}$, nedre) i Gårdsjön, Aneboda, Kindla och Gammtratten under perioden 1997-2001.
Annual sulphate deposition via throughfall ($\text{mEq SO}_4 \text{ m}^{-2} \text{ år}^{-1}$, left) and annual stream export of organic anions ($\text{mEq RCOO}^- \text{ m}^{-2} \text{ år}^{-1}$, right) as well as air concentrations of sulphur dioxide ($\mu\text{g m}^{-3}$, below) at Gårdsjön, Aneboda, Kindla and Gammtratten during the period 1997-2001.

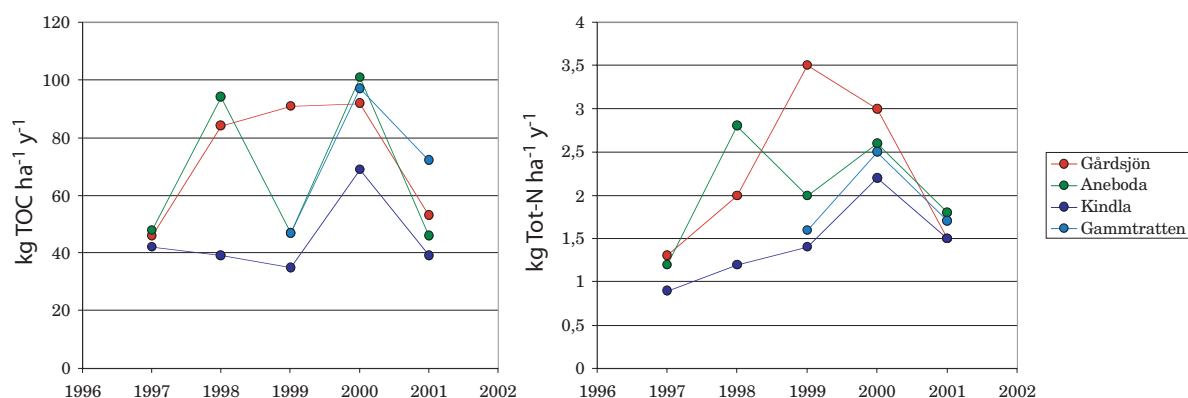
Förklaringen till den ökade buffertkapaciteten är sannolikt dels att depositionen av sulfat var något lägre i slutet på femårsperioden i samtliga områden förutom i Gammtratten och dels en ökad tillförsel av organiska anjoner (figur 10). Det senare medför att pH-ökningen blir liten i jämförelse med om den ökade buffertkapaciteten skulle ha skapats av vätekarbonat. Den minskade svaveldepositionen kan även spåras i lägre lufthalter av svaveldioxid, vilket innebär minskande torrdeposition av svavel (figur 10).

Ovanstående observationer är således goda indikationer på att områdenas surhetsstatus förbättras och att det sker en återhämtning från den försurning som orsakats av surt nedfall särskilt i de tre sydligaste IM-områdena.

11. Skogsmarkernas läckage av kol och kväve under fem år

Skogsmarkens läckage av kol och kväve till bäckarna har under perioden 1997-2001 varierat med en faktor 1,5-2 i de fyra IM-områdena. Huvuddelen (>70%) av det kväve som frigjorts har varit organiskt bundet och kopplat till humusläckaget från marken. Humus- och kväveläckaget är normalt för svenska skogsområden och har uppgått till 35-100 kg C ha⁻¹ år⁻¹ respektive 0,9-3,5 kg N ha⁻¹ år⁻¹. En stor del av variationen inom och mellan områdena förklaras av olika stor nederbörd och avrinning. De tämligen höga förlusterna av kol och kväve i Gårdsjön 1999 orsakades

dock av att en skogsmaskin förändrade vattnets flödesvägar i området (Löfgren 2001). Eventuellt kan även resultaten från år 2000 vara påverkade av denna händelse.



Figur 11. Årlig export av kol ($\text{kg C ha}^{-1} \text{år}^{-1}$, vänster) och kväve ($\text{kg N ha}^{-1} \text{år}^{-1}$, höger) i bäckarna i Gårdsjön, Aneboda, Kindla och Gammtratten under perioden 1997-2001.
Annual export of carbon ($\text{kg C ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$, left) and nitrogen ($\text{kg N ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$, right) via the streams at Gårdsjön, Aneboda, Kindla and Gammtratten during the period 1997-2001.

12. Låg fosforutlakning från IM:s naturskogar.

Fosfor (P) härrör från jordskorpan men tillförs i inte obetydliga mängder med depositionen. Totalt sett är dock P-flödena små, t.ex. endast 1-5% av kväveflödet. Fosfor binds effektivt till såväl minerogent som organogent material och transporteras främst i komplexbunden form. Bindningar till Fe, Ca, Al och i organiskt material medför att transporten sker med suspenderat material och att erosionen har stor betydelse. Lerpartiklar och organiska komplex spelar stor roll i fosforflödet. Frigörelse av P i form av den oorganiska fosfatjonen (PO_4^{2-}) sker under inverkan av redox, pH, temperatur och fuktighetsförhållanden. För svensk skogsmark får härigenom förekomsten av fuktiga och blöta organiska jordar (myrar och torvmarker) stor inverkan.

Betydelsen av fosfor för näringstillståndet i inlands- och kustvatten kan vara stor. Koncentrationerna i opåverkade naturvatten ligger kring $0.010\text{-}0.020 \text{ mg P}_{\text{tot}} \text{ L}^{-1}$ och flödet uppgår till normalt till $0.04\text{-}0.12 \text{ kg P}_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1} \text{år}^{-1}$. Fosfatflödet är ungefär 1/3 av detta. Höga koncentrationer ligger över 0.08 mg P L^{-1} och för djupa sjöar finns en kritisk nivå vid $0.02\text{-}0.04 \text{ mgP L}^{-1}$. Höga transporter nås från jordbruksområden och uppgår i medeltal till $0.4 \text{ kg P}_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ (Ulén et al. 2000) medan transporten från myrar når $0.05\text{-}0.20 \text{ kg P}_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1} \text{år}^{-1}$.

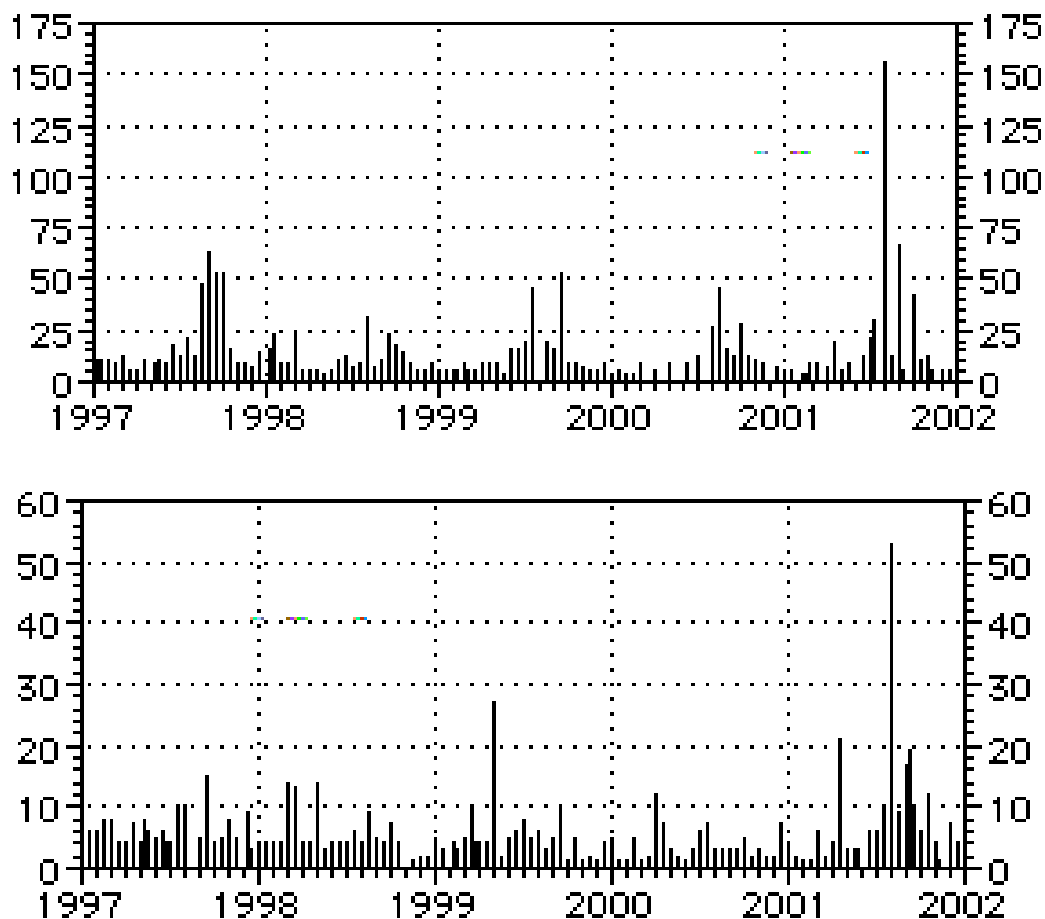
Fosforkoncentrationerna i avrinningsvattnet från IM-områdena varierade mellan 0.001 och 0.10 mg L^{-1} , med PO_4 -halter om $<0.001\text{-}0.003 \text{ mg L}^{-1}$. För Anebodaområdet med ofta relativt högt organiskt innehåll var koncentrationerna ibland högre med P_{tot} -värden över 0.015 mg L^{-1} .

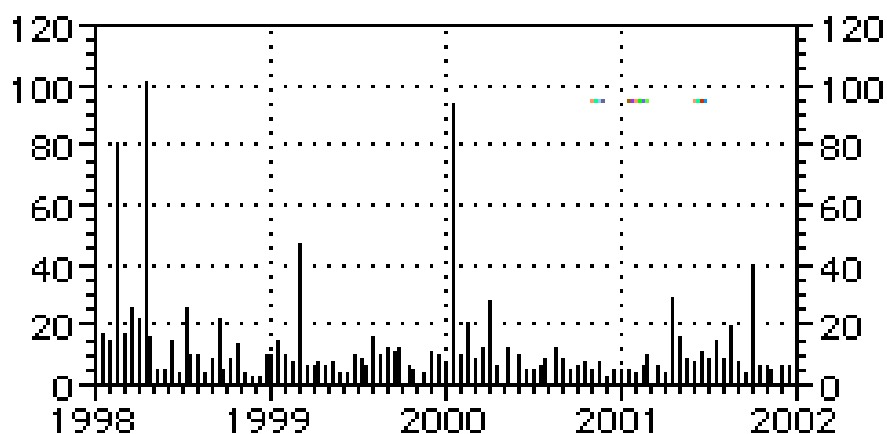
Mestadels noterades totalfosforhalter under 0.02 mg L^{-1} , särskilt vid Gårdsjön och Kindla där halterna endast tillfälligt var över 0.01 mg L^{-1} . Enstaka höga

koncentrationer når 0.05-0.10 mg L⁻¹. För Aneboda märks ett variationsmönster med högre koncentrationer under förhösten jämfört med övrig tid av året. Detta sammanhänger sannolikt med utflöde av organiskt bunden fosfor, som är kopplat till flödet av organiskt material. För Kindla är koncentrationerna låga och sammanhänger med litet flöde av organiskt material. Gårdsjön å andra sidan har relativt stora flöden av organiskt material men koncentrationerna av P är ofta låga. Vid Gammtratten noteras relativt höga P-halter under vinter och vår medan hösten uppvisar lägre värden (Fig. 12).

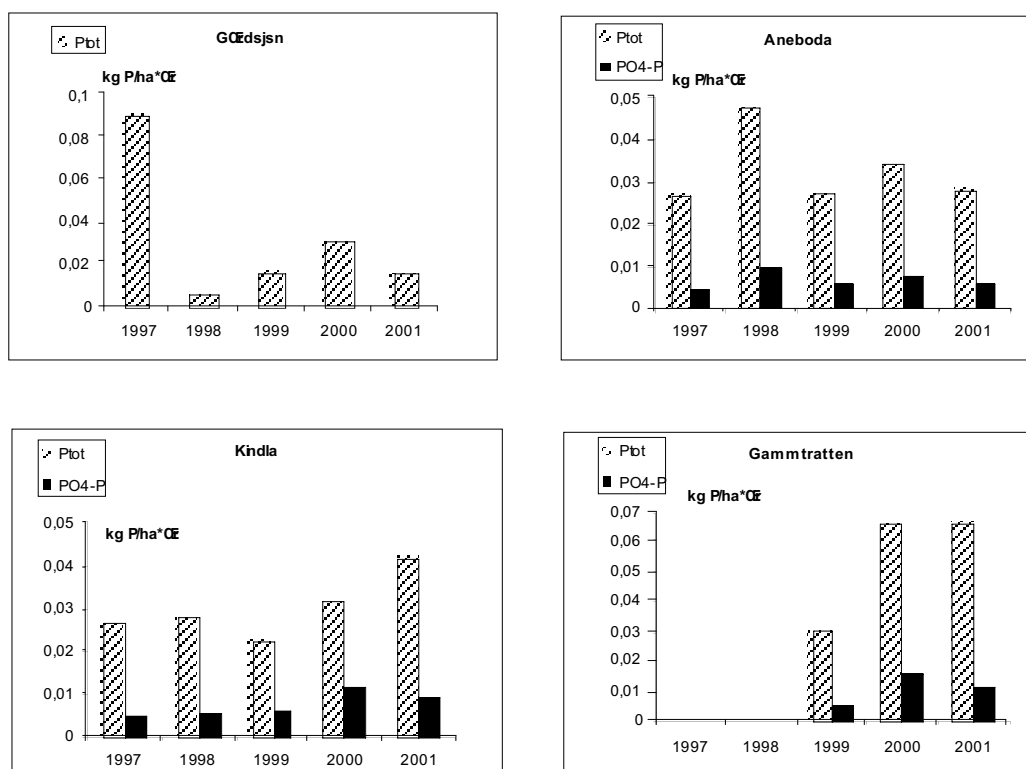
De låga koncentrationer, som fosfor förekommer i gör att osäkerheten i analyserna blir relativt stor. I bästa fall är felet inte större än 10% men det kan också nå nivåer över 50%.

Fosfortransporten varierade mellan 0.02 och 0.09 kg P ha⁻¹ år⁻¹ varav fosfatfosfor utgjorde mellan 0.004 och 0.02 kg P ha⁻¹ år⁻¹. Störst flöden noterades i Gammtratten med i medeltal för 1999-2001, 0.05 kg P_{tot} ha⁻¹ år⁻¹ och 0.011 kg PO₄-P ha⁻¹ år⁻¹ (Fig. 13). För Gårdsjön, Aneboda och Kindla var flödena likartade (1997-2001) med 0.03 kg P_{tot} ha⁻¹ år⁻¹ och 0.007 kg PO₄-P ha⁻¹ år⁻¹. Gårdsjön uppvisade det högsta flödet 1997 med 0.09 kg P_{tot} ha⁻¹ år⁻¹, troligen beroende på koppling till stora vattenflöden.





Figur 12. Totalfosforkoncentrationer ($\mu\text{g P L}^{-1}$) i bäckvattnet vid Aneboda (övre), Kindla (mitten) och Gammtratten (nedre) under perioden 1997-2001.
Total phosphorus concentrations ($\mu\text{g P L}^{-1}$) in stream water at Aneboda (upper), Kindla (middle) and Gammtratten (below) during the period 1997-2001.



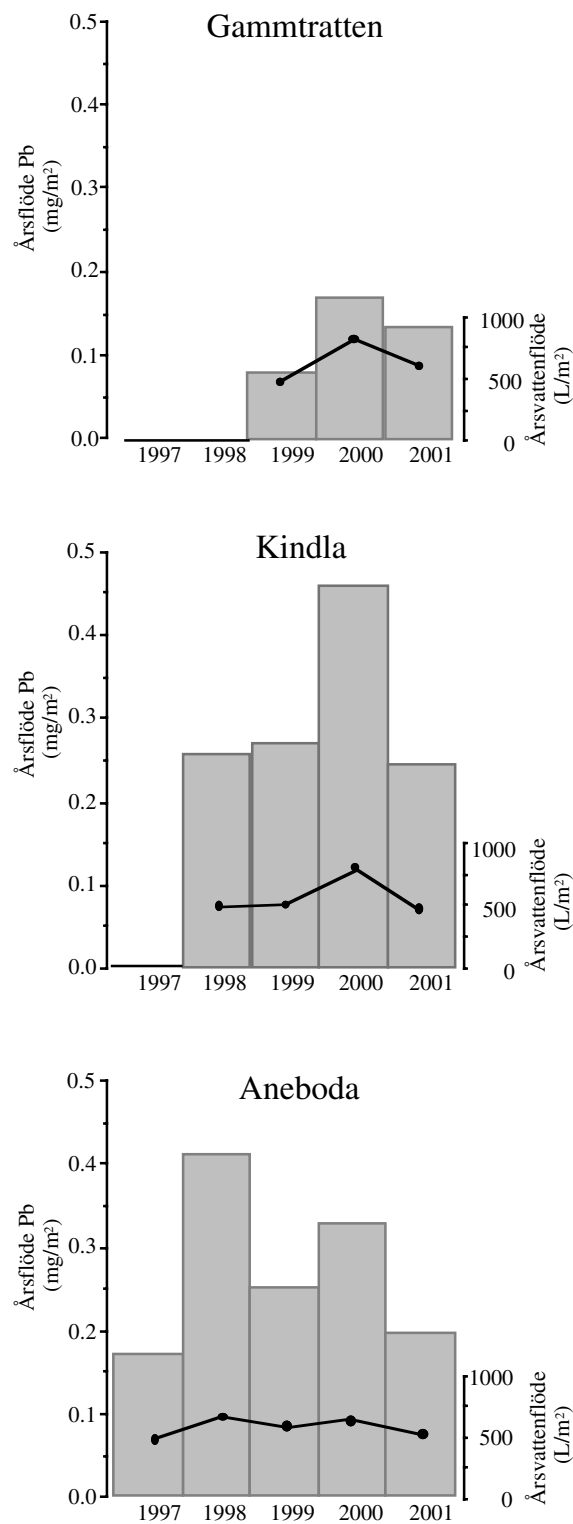
Figur 13. Fosfortransport ($\text{kg P ha}^{-1} \text{år}^{-1}$) från IM-områdena Gårdsjön, Aneboda, Kindla och Gammtratten för åren 1997-2001.
Phosphorus fluxes ($\text{kg P ha}^{-1} \text{y}^{-1}$) from the IM catchments at Gårdsjön, Aneboda, Kindla and Gammtratten during the period 1997-2001.

13. Långspridda metaller i skogen (Pb, Cd och Hg)

Bly (Pb)

De olika flödena och markförråden av Pb i IM-områdena visar på en avsevärd retention i ekosystemen (Tab 6). Förråden är mycket stora jämfört med genomströmningen vilket framgår av kvoten mellan Pb i avrinning och förrådet i humusskiktet (RW/FH-kvoten i tabellen). Det finns dock en stor variation mellan utflödet olika år, vilket i stort sett är kopplat till vattenföringen (Figur 14). Eftersom Pb-halterna i avrinningen t o m har en viss positiv korrelation till vattenflödet blir det en förstärkningseffekt.

Humusskiktet representerar en långsiktigt mobil del av totalförrådet. Pb binds effektivt till organiskt material och transporteras endast långsamt vidare. Medianhalterna i markvatten i B-horisonterna har bestämts till 0,48, 0,40 och 0,21 $\mu\text{g g}^{-1}$ för Aneboda, Kindla och Gammtratten. Multipliceras dessa siffror med årsavrinningen i bäckarna får man ett grovt mått på ämnestransporterna även i mineraljordens övre del. De årliga transporterna genom B-horisonterna blir då 0,15, 0,22 respektive 0,13 $\text{mgm}^{-2} \text{år}^{-1}$ i de tre områdena, dvs avsevärt mindre än införsel via krondropp och t o m något mindre än uttransporter i bäckarna. Trots starkt minskad deposition de senaste decennierna sker det uppenbarligen fortfarande en ackumulation i marken. Andra forskningsprojekt har dragit slutsatsen att det i Sydsverige pågår en omlagring av Pb m fl. metaller från humusskiktet till mineraljorden (Eriksson 2002, Johansson et al 2001). Den ackumulation i marken som konstaterades ovan avser hela avsnittet humusskikt plus övre 25 cm av mineraljorden.



Figur 14. Årlig Pb-transport och vattenföring i IM-bäckarna.
Annual Pb-fluxes and water discharge in the IM streams.

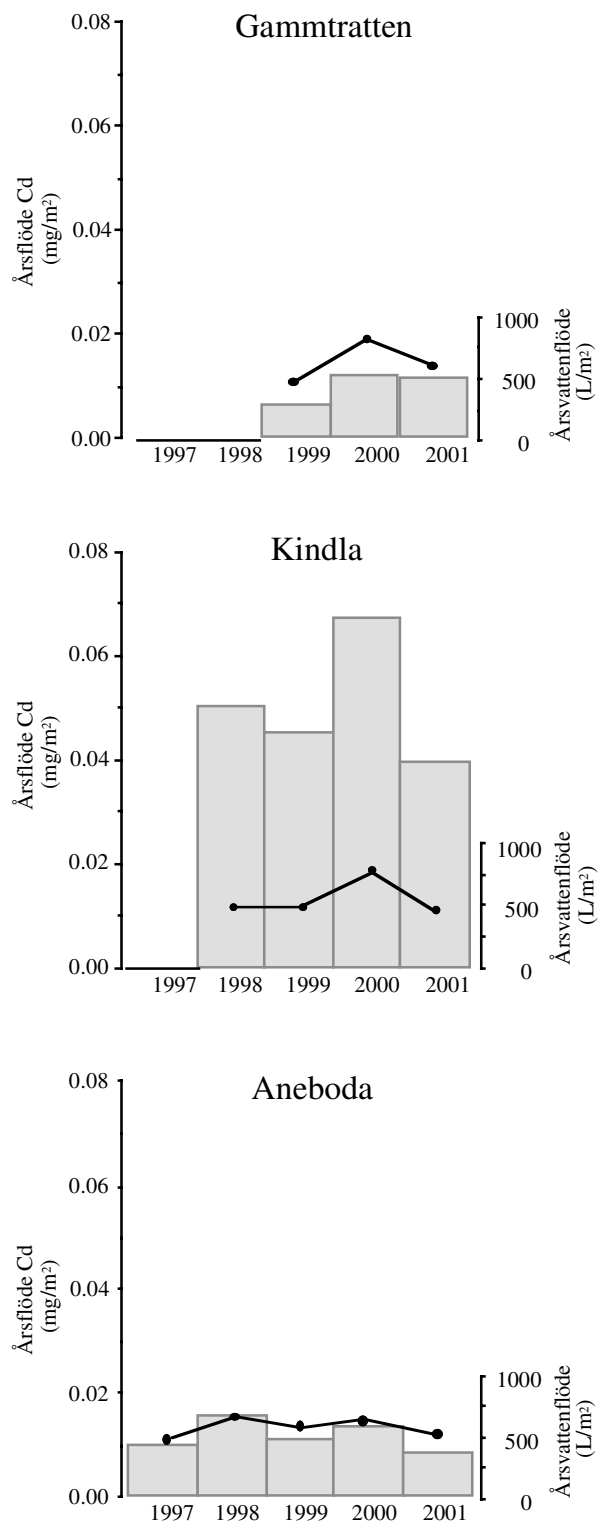
Tabell 6. Flöden ($\text{mg Pb m}^{-2} \text{ år}^{-1}$) och markförråd (mg Pb m^{-2}) av Pb i Gårdsjön, Aneboda, Kindla och Gammtratten under perioden 1997-2001. Antal år för mätning av flöde inom parantes.
Annual fluxes ($\text{mg Pb m}^{-2} \text{ y}^{-1}$) and soil stores (mg Pb m^{-2}) of Pb at Aneboda, Kindla and Gammtratten during the period 1997-2001. Number of years for flux measurements in parentheses.

	Aneboda	Kindla	Gammtratten
<u>årsflöden</u>			
Krondropp TF	1,43 (1)	1,33 (2)	0,71 (1)
Fallförna LF	1,41 (4)	1,06 (4)	0,39 (2)
Avrinning RW	0,27 (5)	0,26 (4)	0,13 (3)
<u>förråd</u>			
Humusskikt FH	680	680	15,5
Mineraljord M (O - 40 cm)	3480	2230	1890
LF/TF	1,0	0,8	0,5
RW/FH	0,0004	0,0004	0,008

Tillförseln av Pb till marken består av krondropp och fallförna. Kvoterna mellan LF och TF i Tabell 6 visar större relativ betydelse för fallförna i Aneboda med hög deposition jämfört med Gammtratten med låg deposition, vilket torde bero på större torrdeposition. Om man bortser från inre cirkulation i träden kan LF + TF betraktas som ett totalt mått på tillförseln. Upptagningen av Pb från marken till träden antages då vara jämförelsevis liten, vilket främst torde vara sant för situationer med hög deposition. Det finns budgetberäkningar på ekosystemnivå som indikerar ganska stora upptag av Pb via rötterna, medan experiment på plantor visar effektiv kvarhållning i rötterna.

Det finns andra beräkningssätt för att skatta den totala Pb depositionen, t ex genom att anta att andelen torrdeposition av den totala depositionen är lika stor för Pb och Na. Torrdepositionen av Na kan lätt mätas i krondroppet (Ukonmaanaho et al 2001). Analogin med Na ger avsevärt lägre totala depositionsvärden än LF+TF, vilket man kan sluta sig till från Ukonmaanaho's data från finska IM-områden. Antagandet om lika andel torrdeposition är tveksamt, eftersom luftburna partiklar har olika egenskaper. De olika ansatserna för depositions-skattning leder till mycket olika slutsatser om metallbalanser i ekosystemet. I denna sammanställning används TF+LF som en approximation av den totala depositionen för de tre långspridda metallerna Pb, Cd och Hg.

Inventering av Pb i marken inom avrinningsområdena Aneboda och Kindla visade förhöjd Pb-halt i mår från områdenas övre delar, vilket var särskilt påtagligt för den branta terrängen i Kindla (Eriksson 2002). Detta beror troligen på större deposition i vindexponerade lägen. Markbestämningarna visade att Pb inte hade förts vidare till utströmningsområden i samma utsträckning som Cd.



Figur 15. Årlig Cd-transport och vattenföring i IM-bäckarna.
Annual Cd-fluxes and water discharge in the IM streams.

Det rör sig om århundraden innan Pb i humusskiktet minskat till ursprungliga nivåer. Detta avspeglas i de låga avrinnings/förrådskvoterna (RW/FH) i Tabell 6. Halterna i humusskikten i de olika IM-områdenas markprovvytor var 102, 81, 92 och 39 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Gårdsjön, Aneboda, Kindla och Gammtratten). Om den förindustriella halten sätts till 8 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Johansson et al 2001) innebär nuvarande halter mycket stark förhöjning. Tidigare rapporterade förekomst av negativa rumsliga samband mellan Pb-halt och respiration i humusskikt från IM-områden (Löfgren 2002) indikerar att mikrobiologiska effekter finns vid sydsvenska Pb-nivåer.

Kadmium (Cd)

Även Cd uppvisade stark retention mellan regn och bäck i avrinningsområdena, med undantag av i Kindla (Tabell 7). Medianhalter för Cd i B-horisonter var 0,30, 0,11 och 0,05 $\mu\text{g g}^{-1}$ för respektive Aneboda, Kindla och Gammtratten. Det motsvarar transporter genom B-horisonten på ca 0,10, 0,06 och 0,03 $\text{mg Cd m}^{-2} \text{år}^{-1}$, d v s stora flöden jämfört med depositionen (Tabell 7). Med tanke på att transporterna är ännu större genom humusskiktet sker en minskning av Cd-förråden i markens övre delar. Markinventering indikerade att Cd ansamlas i kärrpartierna i IM-områdenas nedre delar (Eriksson 2001). Finska studier visar motsvarande resultat (Ukonmaanaho et al 2001). Cd anses mera involverad i katjonbytesprocesser än Pb, vilket förklarar större rörlighet. Ansamlingen i nedre delar av utströmningsområden torde såväl bero på bindning till organiskt material som förhöjt pH (Eriksson 2001).

Tabell 7. Flöden ($\text{mg Cd m}^{-2} \text{y}^{-1}$) och markförråd (mg Cd m^{-2}) av Cd i Gårdsjön, Aneboda, Kindla och Gammtratten under perioden 1997-2001. Antal år för mätning av flöde inom parentes.
Annual fluxes ($\text{mg Cd m}^{-2} \text{y}^{-1}$) and soil stores (mg Cd m^{-2}) of Cd at Aneboda, Kindla and Gammtratten during the period 1997-2001. Number of years for flux measurements in parentheses.

	Aneboda	Kindla	Gammtratten
<u>årsflöden</u>			
Krondropp TF	0,053 (1)	0,038 (2)	0,031 (1)
Fallförna LF	0,065 (4)	0,027 (4)	0,026 (2)
Avrinning RW	0,012 (5)	0,054 (4)	0,010 (3)
<u>förråd</u>			
Humusskikt FH	3,8	4,6	1,8
Mineraljord M (O - 40 cm)		17	21
LF/TF	1,2	0,7	0,8
RW/FH	0,003	0,012	0,006

Kindla utmärker sig med att ha relativt stor uttransport av Cd, nästan i nivå med inflödet (Tabell 7). Årsskillnader i Cd-utflödet från olika områden framgår även av Figur 15. Orsakerna till skillnader i områdena har ännu inte utretts. De existerande haltnivåerna för Cd ger troligen inte biologiska effekter i marken (Löfgren 2002).

Kvicksilver (Hg)

Kvicksilverbudgetarna för 1997 visade att Gårdsjön hade starkare fastläggning av Hg i marken än Aneboda (Löfgren 1999). Hg-avrinningen har varit större i Gårdsjön än i Aneboda under en fyraårsperiod, men ändå har en betydande del av det deponerade kvicksilvret fastnat i marken (Tabell 8). Totala depositionen till marken, mätt som LF+TF, var 0,046, 0,040, 0,025 och 0,012 mg Hg m⁻² år⁻¹ i Gårdsjön, Aneboda, Kindla respektive Gammtratten. Uttransporten från avrinningsområdet var cirka 5 % av depositionen utom i det nordligaste området Gammtratten där den var 19 %. Transporterna genom B-horisonten, skattat med Hg-halterna i markvattnet (Tabell 9) var mindre än i bäcken, dvs det sker en kraftig ackumulation av Hg i markens övre 25 cm. Hg-transporterna genom B-horisonten skattas till 0,001, 0,003 och 0,001 mg m⁻² år⁻¹ för Aneboda, Kindla respektive Gammtratten. Hg ansamlas i podsolernas mårskikt och B-horisonter och förs inte vidare till kärrområden i samma utsträckning som Cd (Eriksson 2001).

Tabell 8. Flöden (mg Hg m⁻² y⁻¹) och markförråd (mg Hg m⁻²) av Hg i Gårdsjön, Aneboda, Kindla och Gammtratten under perioden 1997-2001. Antal år för mätning av flöde inom parantes.

Annual fluxes (mg Hg m⁻² y⁻¹) and soil stores of Hg at Gårdsjön, Aneboda, Kindla and Gammtratten during the period 1997-2001 (mg Hg m⁻²). Number of years for flux measurements in parentheses.

	Gårdsjön	Aneboda	Kindla	Gammtratten
<u>årsflöden</u>				
Våtdeposition BD	0,012 (3)	0,007 (1)		
Krondropp TF	0,020 (4)	0,017 (1)	0,012 (1)	0,0071 (1)
Fallförna LF	0,026 (4)	0,023 (5)	0,013 (5)	0,0051 (2)
Avrinning RW	0,0034 (4)	0,0022 (2)	0,0010 (2)	0,0023 (2)
<u>förråd</u>				
Humusskikt FH	2,2	2,3	2,1	0,7
Mineraljord M (0 - 40 cm)	20	14,9	10,7	7,3
LF/TF	1,3	1,3	1,1	0,7
RW/FH	0,0015	0,0010	0,0005	0,003

Ökningen av Hg-utflödet från Gårdsjön har delvis samband med den störning då en traktor rev upp djupa spår genom avrinningsområdet 1999. Denna händelse orsakade även ett påtagligt ökat utflöde av metyl-Hg (Löfgren 2001). Aneboda har också en relativt hög andel metyl-Hg i utflödet, medan halterna är lägre i Kindla och Gammtratten (Tabell 9). I markvattnet var metyleringsgraderna låga på alla lokaler, även Aneboda, så tillskottet bör ske i utströmningsområdena.

Värden större än ett för de sydsvenska fallförna/krondroppskvoterna (LF/TF) i Tabell 8 visar kvicksilvrets affinitet till organiskt material och biomassan. Det fasta mårmaterial, markvattnet och bäckvattnet kan sägas representera en rörlig pool av organiskt bundet Hg. I Gammtratten finns en påtaglig likhet i Hg/C-kvoterna i denna pool (ca 0,45 µg g⁻¹, Tab 10), medan övriga områden avviker från detta jämviktstillstånd. Medianhalterna för Hg/C minskar i kedjan mår-markvatten-bäck i de andra områdena, vilket troligen visar att de studerade medierna återspeglar Hg-belastningen i olika tidsperspektiv. Markens fasta material har allt högre Hg/C-kvoter med ökat markdjup, vilket visar på ackumulation kopplad till avgång av kol

under lång tid. Det kan också vara så att Hg är bundet på annat sätt än till organiskt material i de kolfattiga undre markskikten.

Biologisk effektnivå för Hg i humusskiktet har i critical loads satts till 0,5 µg Hg g⁻¹ organiskt material, vilket motsvarar den sydsvenska nivån (Tabell 10, Löfgren 2002, Bringmark & Bringmark 2001). Det föreligger negativa samband mellan Hg-halt och markrespiration i IM-områdena, men sambandet är inte lika starkt som för Pb (Löfgren 2002). Ofta föreligger det dessutom en stark samvariation mellan Hg- och Pb-halterna, vilket gör att biologiska effekter av de två metallerna är svåra att särskilja i fält.

Tabell 9. Kvicksilver i mark, markvatten och avrinnande vatten i IM-områden. Metylkvikksilver anges för vattenmedia.

Mercury contents in soil, soil-water and stream water at IM-sites. Methyl-mercury reported for aqueous media.

Lokal	Statistisk parameter	Fast material, mår µg g ⁻¹	Fast material, 5-10cm µg g ⁻¹	Fast material 70cm µg g ⁻¹	Markvatten B-horisont ng L ⁻¹		Avrinnande vatten, bäck ng L ⁻¹	
					Hg	metylHg	Hg	metylHg
Aneboda	medelvärde	0,27	0,042	0,011	10,8	0,12	9,8	1,70
	median	0,28	0,040	0,011	3,2	0,06	7,4	0,95
	CV%	6,4	18,1	45	167	115	77	103
	N 1)	6	6	4	45	27	27	26
Kindla	medelvärde	0,28	0,021	0,006	5,1	0,04	2,2	0,30
	median	0,27	0,022	0,006	4,5	0,03	2,2	0,13
	CV%	11	36	44	79	55	0,51	186
	N 1)	66	6	3	26	26	16	13
Gammtratten	medelvärde	0,18	0,022	0,003	2,3	0,06	3,6	0,12
	median	0,18	0,020	0,003	1,1	0,03	2,9	0,12
	CV%	13	30	0	139	74	0,32	0,46
	N 1)	6	6	2	12	9	11	11

1) Sex jordprover sammanslagna från 36 individuella prover. Vattenprover ej sammanslagna.

Tabell 10. Hg/C-kvoter i mark, markvatten och avrinnande vatten.

Hg/C ratios in soil, soil-water and stream water of IM-sites.

		Fast material, mår µg g ⁻¹	Fast material, 5-10cm µg g ⁻¹	Fast material, 80 cm µg/g	Markvatten B-horisont µg g ⁻¹	Avrinnande vatten, bäck µg g ⁻¹
Aneboda	medelvärde	0,63	1,7	4,0	1,11	0,42
	median	0,61	1,6	4,0	0,49	0,35
	CV%	7,4	25	44	181	52
	N 1)	6	6	4	36	27
Kindla	medelvärde	0,67	1,6	1,4	0,85	0,27
	median	0,65	1,7	1,3	0,60	0,24
	CV%	8,8	18	18	86	42
	N 1)	6	6	3	19	16
Gammtratten	medelvärde	0,47	1,2	2,9	0,40	0,43
	median	0,47	1,2	2,9	0,43	0,43
	CV%	12	18	9	77	0,26
	N 1)	66	6	2	12	11

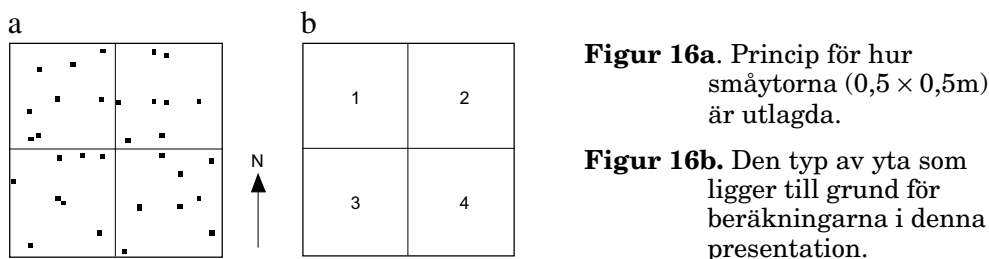
1) Sex jordprover sammanslagna från 36 individuella prover. Vattenprover ej sammanslagna.

14. Vegetationsförändringar i intensivytorna

Intensivytorna i IM-programmet är utlagda i homogena områden där man inte kan förvänta sig någon snabb dynamik. Av denna anledning kan det vara svårt att se några stora förändringar i vegetationen. I denna studie undersöktes om det går att se några rumsliga och tidsmässiga trender i vegetationsdata från de olika IM-områdena i Sverige. Gradienter i materialet relateras till Ellenbergs indikatorvärden (Ellenberg m. fl. 1991).

Data

Eftersom IM-programmet pågått under olika lång tid i de olika områdena varierar tillgången på data. Den längsta tidsserien finns för Aneboda där vegetationsanalyser i intensivytan är utförda under 13 år, mellan 1982 och 2001. Därefter följer Kindla med fem år, och slutligen Gammtratten och Gårdsjön med vardera tre år. Vegetationen beskrivs genom att notera täckning för alla mossor, lavar och kärlväxter i 32 stycken småtytor inom en s.k. intensivyta (Fig. 16a). I denna presentation har varje arts täckningsprocent adderats för alla småtytor inom en kvadrant (Fig. 16b). För detaljerade beskrivningar av metodiken hänvisas till manualen för IM (Anonym 1998).



Figur 16a. Princip för hur småtytorna (0,5 × 0,5m) är utlagda.

Figur 16b. Den typ av yta som ligger till grund för beräkningarna i denna presentation.

Statistiska metoder och Ellenbergindex

Metodstudier har visat att metoderna PCA (principalkomponentanalys) och RDA (redundancy analysis) är lämpliga vid multivariat analys av dessa data (Grandin 2003).

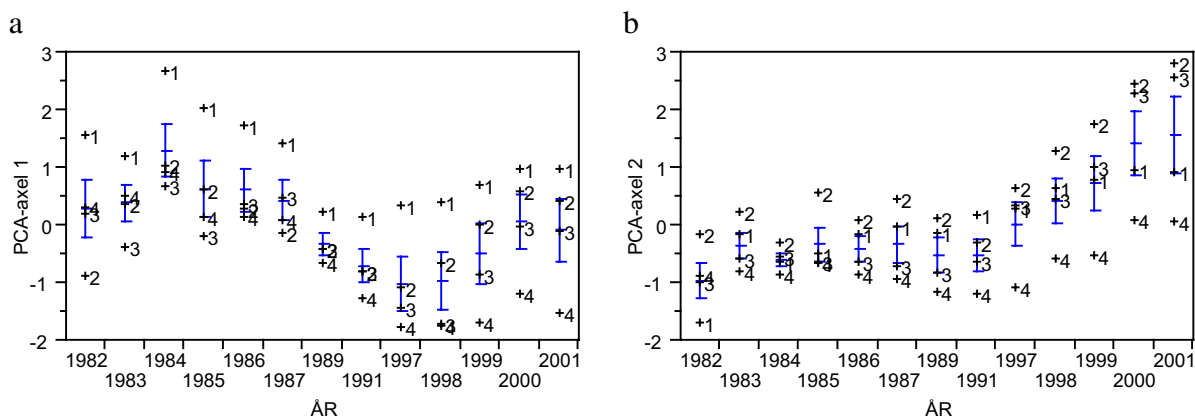
Eftersom det inte finns några mätningar av miljövariabler i de olika kvadranterna har Ellenbergs indikatorvärden (Ellenberg m fl 1991) använts för att få ett indirekt mått på några miljöfaktorer. Dessa indikatorvärden visar växters ekologiska optimum. Indexerna har beräknats enligt: $E_j = \Sigma(y_{ij} \times u_i) / \Sigma y_{ij}$, där y_{ij} är täckningen för art i i kvadrant j och u_i är artens indikatorvärde. Här har Ellenbergs indikatorvärden för ljus, markfukt, mark-pH och kväve använts. I figur 18, 20 och 22 indikeras korrelationen mellan ytornas placering i ordinationsdiagrammet och värdet på de olika Ellenbergindexen.

Aneboda

Detta är det enda område där det går att se en tidsmässig trend vad gäller förändringar i vegetationssammansättning (Fig. 17). Den första PCA-axeln visar en tydlig dynamik men ingen entydigt riktad förändring. Axel 2 visar däremot en tydlig tidsmässig trend med start mellan 1991 och 1997. Denna förändring kan även anas längs axel 1. Det finns även tydliga skillnader mellan kvadranterna. Längs axel 1

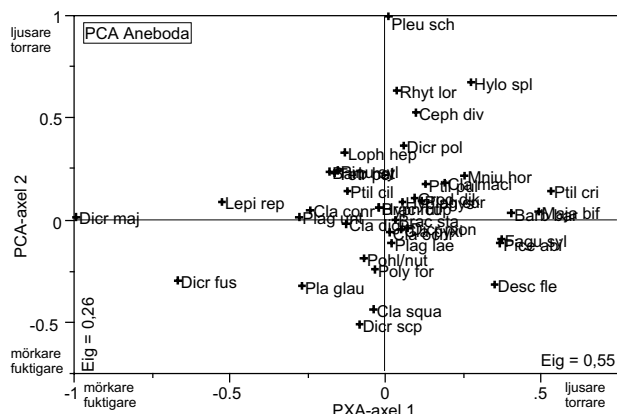
har kvadrant 1 signifikant högre värden än övriga kvadranter och längs axel 2 har kvadrant 4 lägre värden än övriga.

Analysår och kvadrant är sålunda faktorer som påverkar variationen i datasetet. En s.k. partiell ordinationen visar att kvadrant förklarar 13% av variationen i datasetet och att analysår förklarar 8 % av variationen i hela datasetet. Resterande variation, 79%, är all variation i data som inte kan förklaras med någon av dessa två variabler.



Figur 17. Axel 1 (a) och 2 (b) i en PCA på vegetation i fyra kvadranter, uppdelat på olika analysår. Linjerna visar medel och medelfel för de olika kvadranternas position längs ordinationsaxeln.

De arter som ligger till grund för den riktade förändringen längs axel 2 är främst väggmossa *Pleurozium schreberi*, husmossa *Hylocomium splendens*, västlig hakmossa *Rhytidiadelphus loreus* och mikromossa *Cephaloziella divaricata* (Figur 18).



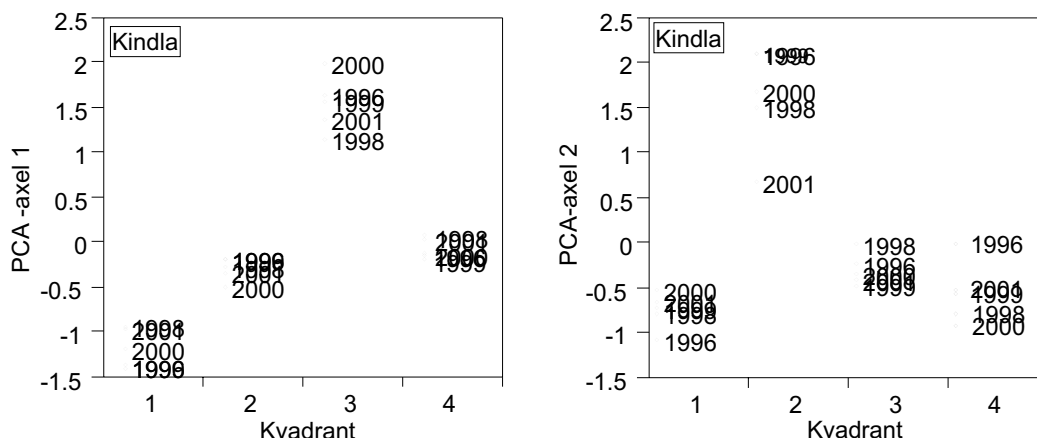
Figur 18. Resultat från samma ordination som i figur 17, men här visas växtarternas placering längs ordinationsaxlarna. Ståndortsförhållanden enligt korrelationer med Ellenbergs indikatorvärden är markerade längs axlarna. Förkortningar följer Nordiska kodcentralen.

Ellenbergindex för ljus är positivt korrelerat till både den första ($r = 0,39$) och andra ($r = 0,67$) ordinationsaxeln, medan Ellenbergindex för markfuktighet är negativt korrelerade till både den första ($r = -0,41$) och den andra ($r = -0,85$) ordinationsaxeln. Dessa samband är indikerade i figur 18. Korrelationerna visar att kvadrant 4 innehåller arter som föredrar eller tolererar mörkare och fuktigare förhållanden, eftersom denna kvadrant genomgående har lägre värden längs båda ordinationsaxlarna. Den riktade förändringen längs axel 2 kan delvis förklaras av en ökning av arter som vill ha ljusare och torrare förhållanden. Dessa arter finns i den övre högra delen av figur 18. Ett Ellenbergindex för kväve är inte tillförlitligt

för dessa ytor då endast i snitt 14% av arterna i en yta har något Ellenbergvärde för kväve.

Kindla

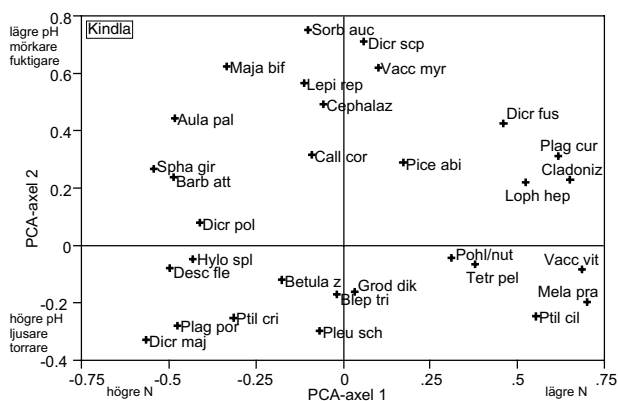
En variansanalys på resultaten från en PCA på vegetationsdata från alla år visar att det inte finns några tidsmässiga trender i materialet. Egenvärdena är låga, vilket också indikerar att det inte finns någon stark gradient i datamaterialet. De olika kvadranterna skilde sig dock tydligt (Figur 19) vilket indikerar att det finns en gradient inom vegetationsytan. Kvadrant 1 och 3 skiljer sig signifikant från de övriga kvadranterna längs axel 1. Längs axel 2 skiljer sig kvadrant 2 från övriga.



Figur 19. Resultat av en PCA på vegetationsdata från Kindla, uppdelat på de olika kvadranterna. Egenvärden axel 1 = 0,25, axel 2 = 0,19.

Den första ordinationsaxeln är starkt negativt korrelerad till Ellenbergindex för kväve ($r = -0,90$). Denna korrelation är dock osäker eftersom det i snitt bara är 21% av arterna som har ett Ellenbergvärde för kväve. Korrelationen indikerar dock att de låga värdena för kvadrant 1 och de höga värdena för kvadrant 3 längs axel 1 (Fig. 19) delvis beror på att det finns en kvävegradient i den västra halvan av ytan. I figur 20 finns arterna med lägre kvävebehov till höger och de med ett större kvävebehov till vänster.

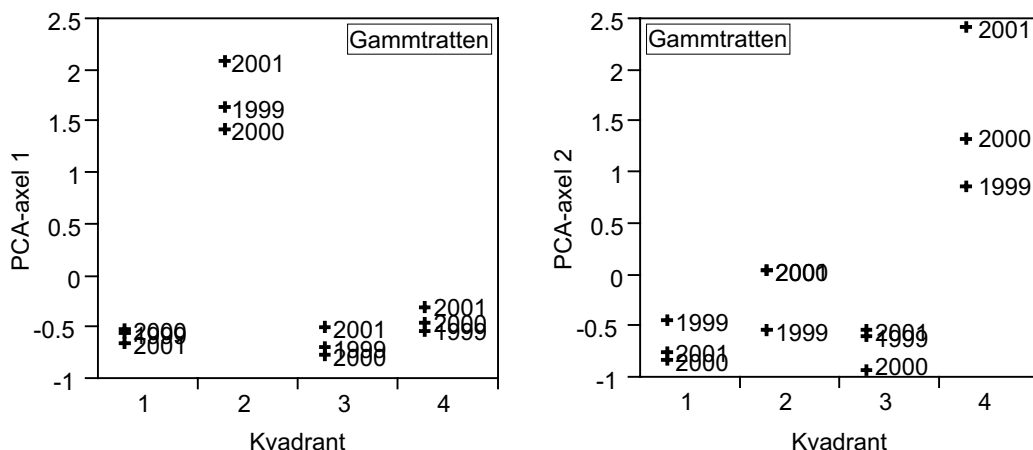
Ordinationsaxel 2 är negativt korrelerad till Ellenbergindexen för både ljus ($r = -0,55$), pH ($r = -0,60$) och positivt med markfukt ($r = 0,51$). Detta indikerar att kvadrant 2, som har höga värden längs axel 2, innehåller arter som klarar eller föredrar mörkare, fuktigare och surare förhållanden än arterna i de andra kvadranterna. Arter som har sin största förekomst i kvadrant 2 finns främst i övre delen av figur 20.



Figur 20. Resultat från PCA-ordination av data från Kindla. Här visas växtarterna placering längs ordinationsaxlarna. Ståndortsförhållanden enligt korrelationer med Ellenbergs indikatorvärden är markerade längs axlarna. Förkortningar följer Nordiska kodcentralen.

Gammtratten

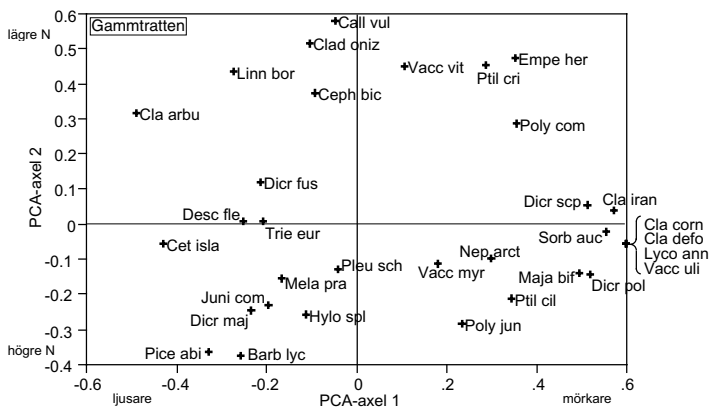
Från Gammtratten finns bara data från tre år. Föga förvånande visade en PCA-ordination inga tidsmässiga trender. Egenvärdena indikerar dock att det finns gradienter i datasetet och en del av gradienten ligger i skillnader mellan kvadranterna (Fig. 21). Längs axel 1 avvek kvadrant 2 signifikant och längs axel 2 skiljer sig kvadrant 4 från de övriga. De arter som svarar för den andra kvadrantens avvikande värden är de längst till höger i ordinationsdiagrammet med arter (Figur 22). Den fjärde kvadrantens avvikande placering längs axel 2 förklaras av arterna högst upp i figur 22.



Figur 21. Resultat av en PCA på vegetationsdata från Gammtratten, uppdelat på de olika kvadranterna. Egenvärden axel 1 = 0,37, axel 2 = 0,21.

Ellenbergindex för ljus är negativt korrelerat till axel 1 ($r = -0,72$). Detta innebär att arter i kvadrant 1, 3 och 4 är mer ljuskrävande än arterna i kvadrant 2, eller att arter i kvadrant 2 är mer skuggtåliga än de i övriga kvadranter. Arter i kvadrant 2 är de som finns längst till höger i Figur 22.

Längs axel 2 visar Ellenbergindex för kväve en stark negativ korrelation ($r = -0,91$). Detta kväveindex är något säkrare än kväveindexerna i de övriga områdena då indexet i snitt är baserat på 46% av arterna. Arterna i kvadrant 4 är sålunda arter med något lägre kvävebehov än arterna i de övriga kvadranterna. Dessa arter återfinns högst upp i Figur 22.



Figur 22. Resultat från PCA-ordination av data från Gammtratten. Här visas växtarterna placering längs ordinationsaxlarna. Ståndortsförhållanden enligt korrelationer med Ellenbergs indikatorvärden är markerade längs axlarna. Förkortningar följer Nordiska kodcentralen.

Gårdsjön

I och med avverkningen i direkt anslutning till reservatet i Gårdsjön vintern 1998/99 blev halva vegetationsytan avverkad. Till följd av detta finns det endast två kvadranter kvar. Sammantaget ger detta fulla inventeringar från 1995 och 1998 och en ofullständig från 1999. Detta gör att jämförelser inte är meningsfulla i denna sammanställning av data

Vegetationen stabil över korta tidsperioder

Huvudsyftet med den här studien var att undersöka om det fanns några rumsliga och/eller tidsmässiga trender i vegetationssammansättningen i de svenska IM-områdena. Det var bara i Aneboda som det fanns en tidsmässigt riktad förändring i vegetationssammansättningen. Den främsta orsaken till att det inte gick att se några förändringar i de övriga områdena är förmodligen de korta tidsserierna. Vegetationen i barrskog är stabil över så pass korta perioder som studierna i de här områdena omfattar (Økland 1995).

Trots att gradienterna var korta fanns det dock tydliga skillnader mellan kvadranter inom en yta. Detta är inte överraskande eftersom intensivytorna inte är helt homogena i mikrotopografi. Den rumsliga variationen svarar för 13-17% av den totala variationen i vegetationsdata (Grandin 2003). Detta är relativt mycket för en enda variabel, speciellt med tanke på att ytorna har valts för att vara så homogena som möjligt.

Svårt att påvisa miljöpåverkan

Vid jämförelser mellan IM-områdena är det endast indexet för pH som är relevant att jämföra. Indexerna för ljus och markfuktighet är ståndortsspecifika och varierar bl.a. med trädäckning, på en relativt kort tidsskala. Dessa två variabler är därför mer variabla inom ett område än mellan områden, på den tidsskala som denna undersökning omfattar. Resultaten från jämförelsen mellan områden pekar dock på att även indexet för pH kan ifrågasättas. Det område som hade de högsta Ellenbergindexen för pH hade nämligen de lägsta uppmätta mark-pH-värdena i intensivytorna för mark, som ligger alldeles intill vegetationsytorna. Dessutom hade området med lägst Ellenbergindex för pH det högsta uppmätta mark-pH-värdet. En korrelationsanalys visar ett mycket starkt negativt samband mellan pH uppmätt i humusskiktet och mark-pH enligt Ellenbergindexerna ($r = -0,98$). Liknande resultat erhålles om man ser till uppmätt pH i markskiktet mellan 0-5 cm ($r = -0,79$). En

tänkbar förklaring till de motstridiga resultaten skulle kunna vara att de uppmätta pH-värdena varierar väldigt lite mellan områdena. Detta skulle kunna betyda att det är slumpfaktorer som spelar in. De uppmätta pH-värdena i marken varierar mellan 3,58 i Aneboda och 3,94 i Gammtratten. Andra förklaringar kan vara att Ellenbergvärdena inte är tillämpliga för denna typ av vegetation eller att pH i översta marklagren inte påverkar vegetationssammansättningen i den utsträckning att det påverkar indikation via Ellenbergs värden.

För data från Aneboda var Ellenbergindexena för ljus korrelerade med den riktade förändringen i vegetationen. Det finns inga direkta mätningar på krontäthet eller ljus i vegetationsytan. Därför är det svårt att spekulera i orsaker till förändringen i Ellenbergindexena för ljus. Över perioder om 10 till 100 år är luckbildning den viktigaste faktorn för dynamik i boreala skogar. Därför ligger det nära till hands att anta att ett eller ett par fallna träd kan ha orsakat förändringen.

Artsammansättningen i IM-områdena är relativt homogen

Artsammansättningen i de svenska IM-områdena är relativt homogen, även om vissa kvadranter avviker. Det fanns en riktad förändring i artsammansättning över tiden i data från Aneboda. Ellenbergindex visar att denna förändring delvis beror på ljusare och torrare förhållanden i vegetationsytan.

English legends Figure 16-22

- Figure 16a.** Illustration of how the 0.5×0.5 m plots are located within an 40×40 m “Intensive monitoring plot”.
- Figure 16b.** Illustration of how an Intensive monitoring plot is divided into quadrants.
- Figure 17.** Plot scores along axis 1 (A) and axis 2 (B) from a principal component analysis on vegetation in four quadrants (1 - 4), for different years, from the Aneboda site. The bars indicate mean and standard error. Eigenvalues axis 1 = 0.55, axis 2 = 0.26.
- Figure 18.** Results from the same ordination as in Fig. 17, but here with species scores. Stand characteristics according to Ellenberg indices are indicated on the axes. Species abbreviations follow the Nordic Code Centre.
- Figure 19.** Plot scores along axis 1 and axis 2 from a principal component analysis on vegetation data from five years from the Kindla site, partitioned into four quadrants. Eigenvalues axis 1 = 0.25, axis 2 = 0.19.
- Figure 20.** Results from the same ordination as in Fig. 19, but here with species scores. Stand characteristics according to Ellenberg indices are indicated on the axes.
- Figure 21.** Plot scores along axis 1 and 2 from a principal component analysis ordination on data from three years from the Gammtratten site, partitioned into four quadrants. Eigenvalues; axis 1 = 0.37, axis 2 = 0.21.
- Figure 22.** Results from the same ordination as in Fig. 21, but here with species scores. Stand characteristics according to Ellenberg indices are indicated on the axes.

Referenser

- Anonym. 1998: Manual for Integrated Monitoring, compiled by IM Programme Centre. Manual. Revision group and Editorial group. *www-version*:
http://www.vyh.fi/eng/intcoop/projects/icp_im/manual/index.htm.
- Bishop, K. 1991. *Episodic increase in stream acidity, catchment flow pathways and hydrograph separation*. Ph. D. Thesis, Cambridge University, 241 pp.
- Bringmark, L. & Bringmark, E. 2001. Soil respiration in relation to small-scale patterns of lead and mercury in mor layers of southern Swedish forest sites. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 1: 395-408.
- Driscoll, C.T. 1984. *A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in dilute acidic water*. *Internat. J. Anal. Chem.* 16:267-283.
- EDC, 1993. *Manual for integrated monitoring. Program phase 1993-1996*. National Board of Waters and the Environment, Helsingfors.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobot.* 18.
- Eriksson, J. 2002. Concentrations of cadmium, lead and mercury in different soils in two Swedish forest catchments. *Scand. J. For. Res* 17:436-445.
- Grandin, U. 2003: Vegetation dynamics at the Swedish ICP-Integrated Monitoring sites. *Insänt manuskript*.
- Johansson, K. Bergbäck, B. & Tyler, G. 2001. Impact of atmospheric long-range transport of lead, mercury and cadmium on the Swedish forest environment. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 1: 279-297.
- Kvarnäs, H. 2000. *The Q model, a simple conceptual model for runoff simulations in catchment areas*. Dep. of Environ. Assess., SLU, Report 2000:15.
- Lydersen, E., S. Löfgren & T. Arnessen. 2002. *Chemical and biological effects of reacidification of limed water bodies – a state of the art review on metals*. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 32(2-3):73-295.
- Löfgren, S (Ed.). 1999. *Integrerad övervakning av miljötillståndet i svensk skogsmark – IM. Årsrapport 1997*. Naturvårdsverket rapport 5030. English summary.
- Löfgren, S (Ed.). 2000. *Miljötillståndet i skogsmark - integrerad övervakning*. Naturvårdsverket rapport 5071. English summary.
- Löfgren, S (Ed.). 2001. *Integrerad övervakning av miljötillståndet i svensk skogsmark – IM. Årsrapport 1999*. Inst. f. miljöanalys, SLU rapport 2001:10. English summary.
- Löfgren, S. & Olofsson, H. 2002. *Övervakning av akvatiska system i brukad skog – nuvarande status och förslag till framtida program*. Inst. f. miljöanalys, SLU, Rapport 2002:??, 26 sidor.
- Meili, M., Bishop, K., Bringmark, L., Johansson, K., Munthe, J., Sverdrup, H., & de Vries, W. 2003. Critical levels of atmospheric pollution: criteria and concepts for operational modelling of mercury in forest and lake ecosystems. *The Science of the Total Environment* 304, 83-106.
- Rademacher, P. 2001. *Atmospheric Heavy Metals in Forest Ecosystems*. Federal Research Centre for Forestry and Forest Products, Tyskland
- Ulén, B., Johansson, G. & Kyllmar, K. 2000. *Fosforläckage från elva observationsfält under 21 år*. Avd. f. Vattenvårdslära SLU, Ekohydrologi 52:15-22.
- SYKE 1998. *Manual for integrated monitoring*. IM Program Centre, Helsingfors.
www.vyh.fi/eng/intcoop/projects/icp_im/manual/index.htm
- Ukonmaanaho, L, Starr, M., Mannio, J. & Ruoho-Airola, T. 2001. Heavy metal budgets for two headwater forested catchments in background areas of Finland. *Environmental Pollution* 114:63-75.
- Økland, R. H. 1995: Persistence of vascular plants in a Norwegian boreal coniferous forest. *Ecography* 18: 3-14

Appendix 2001 (svenska)

Halter

I Tabellbilagan redovisas medel- och medianvärden för halter av olika ämnen i deposition på öppet fält (Bulk deposition), krondropp (Throughfall), markvatten (Soil water), grundvatten (Groundwater) och bäckvatten (Stream water) i Gårdsjön, Aneboda och Kindla under 2001. Mark- och grundvatten insamlas både i inströmningsområden (Recharge area) och utströmningsområden (Discharge area). Statistisk spridning redovisas som CV (Coefficient of Variation) och n visar antalet mättillfällen under året. Antalet analyser överstiger n i markvattnet eftersom 6-9 lysimetrar analyseras vid varje mättillfälle och på varje provtagningsnivå.

Halterna återfinns enligt följande indelning:

Appendix 1:	Halter i luft: SO ₂ , NO ₂ , NH ₃ , O ₃
Appendix 2:	Allmänt: pH, konduktivitet, kisel
Appendix 3:	Kväve: Tot-N, Org-N, NO ₃ -N, NH ₄ -N Fosfor: Tot-P, Res-P, PO ₄ -P Organiskt material: DOC, Abs f 420 nm
Appendix 4:	Jonbalans – Gårdsjön
Appendix 5:	Jonbalans – Aneboda
Appendix 6:	Jonbalans – Kindla
Appendix 7:	Jonbalans – Gammtratten
Appendix 8:	Metaller: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd
Appendix 9:	Metaller: Hg, Metyl-Hg, Cr, Ni, Co, V, As, B

Transporter

Transporter i deposition på öppet fält, krondropp, förnafall (Litterfall) och bäckvatten har beräknats utifrån halter och uppmätta och/eller modellerade vattenflöden i Gårdsjön, Aneboda och Kindla.

Transporterna återfinns enligt följande indelning:

Appendix 10:	Näringsämnen: N, P, C
Appendix 11:	Jonflöden: Anjoner och katjoner
Appendix 12:	Metallflöden: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd

Biologiska mätningar

Appendix 13:	Nedbrytning av förna (Standardrespiration)
Appendix 14:	Trädvitalitet (barrförlust, missfärgning av barr)
Appendix 15:	Epifytiska lavar på grenar
Appendix 16:	Epifytiska alger på barr och lavar på grenar
Appendix 17:	Biodiversitet i undervegetationen på intensivtytor
Appendix 18:	Kemisk sammansättning på barr och förnafall
Appendix 19:	Biomassa och bioelement i träd

Klimat och hydrologi

Appendix 20:	Lufttemperatur och nederbörd
Appendix 21:	Vattenbalanser
Appendix 22:	Viktiga observationer

Appendix 2001 (English)

Concentrations

In the appendix, mean and median values on concentrations of different elements and substances are reported for bulk deposition at opened field, throughfall, soil water, groundwater and stream water in Gårdsjön, Aneboda and Kindla during 2001. Soil water and groundwater were collected both in recharge and discharge areas. Statistical variations are reported as Coefficient of Variation (CV) and n shows the number of samplings occasions during the year. In soil water, the numbers of analyses are much larger than n, since 6-9 lysimeters are sampled at each sampling occasion and at each sampling depth.

The concentrations are found in the following order:

Appendix 1:	Concentrations in air: SO ₂ , NO ₂ , NH ₃ , O ₃
Appendix 2:	General: pH, conductivity, Si
Appendix 3:	Nitrogen: Tot-N, Org-N, NO ₃ -N, NH ₄ -N Phosphorus: Tot-P, Res-P, PO ₄ -P Organic matter: DOC, Abs f 420 nm
Appendix 4:	Ion balances – Gårdsjön
Appendix 5:	Ion balances – Aneboda
Appendix 6:	Ion balances – Kindla
Appendix 7:	Ion balances – Gammtratten
Appendix 8:	Metals: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd
Appendix 9:	Metals: Hg, Metyl-Hg, Cr, Ni, Co, V, As, B

Fluxes

The fluxes in deposition on open field, throughfall, litterfall and stream water have been calculated from measured concentrations and measured and/or simulated water discharge values in Gårdsjön, Aneboda and Kindla.

The fluxes are found in the following order:

Appendix 10:	Nutrients: N, P, C
Appendix 11:	Ions: Anions and cations
Appendix 12:	Metals: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd

Biological measurements

Appendix 13:	Decomposition in field (litter bags), standardised litter
Appendix 14:	Tree vitality (defoliation, discoloration of needles)
Appendix 15:	Epiphytic lichens on twigs
Appendix 16:	Epiphytic algae on needles and lichens on twigs of spruce
Appendix 17:	Biodiversity in understorey vegetation: intensity plots
Appendix 18:	Chemistry of spruce needles and needles in litterfall
Appendix 19:	Biomass and bioelements in trees

Meteorology and hydrology

Appendix 20:	Air temperature and precipitation
Appendix 21:	Water balances
Appendix 22:	Important observations

	Unit	Year	Gårdsjön				Aneboda				Kindla				Gammtratten			
			Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n
Sulphur dioxide, SO ₂ *	µg S m ⁻³	1996	0,78	0,59	62%	12	0,87	0,65	82%	12	0,34	0,23	71%	12	-	-	-	-
		1997	0,41	0,38	50%	12	0,40	0,36	65%	12	0,22	0,16	73%	12	-	-	-	-
		1998	0,44	0,41	44%	12	0,40	0,35	65%	12	0,21	0,15	75%	11	-	-	-	-
		1999	0,43	0,40	38%	12	0,33	0,31	40%	12	0,22	0,19	46%	12	0,26	0,17	98%	12
		2000	0,34	0,36	27%	12	0,31	0,31	37%	12	0,23	0,20	48%	12	0,20	0,17	54%	12
		2001	0,38	0,35	39%	12	0,34	0,29	47%	12	0,26	0,21	47%	12	0,37	0,26	82%	11
Nitrogen dioxide, NO ₂ *	µg N m ⁻³	1996	1,29	1,05	44%	12	0,71	0,56	51%	12	0,42	0,38	45%	12	-	-	-	-
		1997	1,33	1,08	58%	12	0,91	0,72	80%	12	0,50	0,31	74%	12	-	-	-	-
		1998	1,28	0,94	56%	12	0,81	0,59	66%	12	0,47	0,39	61%	12	-	-	-	-
		1999	1,26	1,00	47%	12	0,70	0,56	64%	12	0,46	0,44	57%	12	0,19	0,17	59%	12
		2000	1,11	0,95	43%	12	0,69	0,50	68%	12	0,36	0,30	57%	12	0,15	0,13	52%	12
		2001	1,07	1,10	44%	12	0,60	0,64	50%	12	0,36	0,36	49%	12	0,15	0,11	67%	11

*Gas concentrations at ambient air temperature

pH	Gårdsjön					Aneboda					Kindla					Gammtratten				
	Mean	Median	CV	n _O	n _T	Mean	Median	CV	n _O	n _T	Mean	Median	CV	n _O	n _T	Mean	Median	CV	n _O	n _T
Bulk deposition	4,68	4,78	4%	12	12	4,50	4,54	13%	11	12	4,67	4,68	4%	12	12	4,89	4,89	8%	12	12
Throughfall	4,86	4,79	8%	12	12	4,95	4,97	7%	12	12	4,85	4,89	6%	12	12	4,88	4,87	6%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm	4,56	4,52	2%	3	3	4,38	4,26	21%	16	5	4,42	4,49	5%	14	3	4,30	4,31	1%	6	4
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm	4,71	4,7	0%	3	3	4,70	4,67	7%	38	5	4,71	4,72	2%	14	3	5,24	5,26	6%	20	4
Soil water, discharge area, 30-50 cm	-	-	-	-	-	5,07	5,04	10%	21	5	4,69	4,74	4%	17	3	5,62	5,65	7%	10	4
Groundwater, recharge area, F1:4	4,76	4,77	1%	4	4	5,15	5,01	6%	4	4	4,81	4,79	5%	4	4	5,84	5,85	1%	4	4
Groundwater, discharge area, F1:5	4,44	4,41	3%	3	3	5,58	5,55	2%	3	3	4,30	4,31	2%	3	3	5,28	5,21	3%	3	3
Stream water	4,37	4,38	2%	16	16	4,50	4,49	2%	23	23	4,56	4,57	2%	25	25	5,50	5,49	4%	24	24

Cond ₂₅ (mS m ⁻¹)	Gårdsjön					Aneboda					Kindla					Gammtratten				
	Mean	Median	CV	n _O	n _T	Mean	Median	CV	n _O	n _T	Mean	Median	CV	n _O	n _T	Mean	Median	CV	n _O	n _T
Bulk deposition	2,5	2,3	31%	12	12	2,4	1,7	46%	11	12	1,6	1,5	43%	12	12	0,9	1,1	34%	12	12
Throughfall	8,2	5,4	91%	12	12	2,8	2,7	29%	12	12	2,7	2,8	34%	12	12	1,0	1,0	34%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm	6,4	6,4	17%	3	3	6,1	5,0	69%	17	4	3,6	3,3	36%	14	3	2,9	3,3	36%	7	4
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm	6,2	6,1	14%	3	3	5,4	3,5	84%	38	5	2,9	2,9	12%	14	3	0,8	0,8	29%	20	4
Soil water, discharge area, 30-50 cm	-	-	-	-	-	6,7	6,3	26%	21	5	2,8	2,8	21%	17	3	1,7	1,6	16%	10	4
Groundwater, recharge area, 2,4-3,2 m	5,4	5,4	9%	4	4	6,8	6,6	14%	4	4	3,4	3,5	8%	4	4	1,8	1,8	4%	4	4
Groundwater, discharge area, 1-1,1 m	6,2	6,2	3%	3	3	6,7	6,1	19%	3	3	4,5	4,8	15%	3	3	1,6	1,8	21%	3	3
Stream water	6,5	6,3	15%	16	16	5,7	5,7	8%	23	23	3,1	3,1	8%	25	25	1,6	1,6	12%	24	24

Si (mg l ⁻¹)	Gårdsjön					Aneboda					Kindla					Gammtratten				
	Mean	Median	CV	n _O	n _T	Mean	Median	CV	n _O	n _T	Mean	Median	CV	n _O	n _T	Mean	Median	CV	n _O	n _T
Bulk deposition	0,003	0,000	181%	12	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Throughfall	0,005	0,005	115%	11	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm	5,8	5,8	28%	3	3	6,3	6,3	45%	2	1	2,7	2,4	26%	14	3	2,5	2,5	49%	2	2
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm	3,8	3,8	9%	3	3	3,8	3,4	37%	31	5	2,6	2,5	35%	15	3	1,7	1,8	28%	10	3
Soil water, discharge area, 30-50 cm	-	-	-	-	-	5,7	5,2	24%	16	5	3,9	3,9	23%	17	3	3,8	3,8	15%	7	3
Groundwater, recharge area, 2,4-3,2 m	2,8	2,9	7%	4	4	5,0	4,6	29%	4	4	4,0	4,2	20%	4	4	3,8	3,8	9%	4	4
Groundwater, discharge area, 1-1,1 m	2,6	2,6	5%	3	3	7,3	7,1	14%	4	4	3,8	4,1	18%	3	3	2,8	2,8	16%	4	4
Stream water	1,7	1,5	83%	12	12	4,4	4,4	19%	23	23	3,0	3,0	17%	25	25	3,1	3,2	23%	24	24

1000		Gårdsjön*					Aneboda					Kindla					Gammtratten				
		Mean	Median	CV	n _o	n _r	Mean	Median	CV	n _o	n _r	Mean	Median	CV	n _o	n _r	Mean	Median	CV	n _o	n _r
Bulk deposition	Tot-N µg/l	940	941	37%	12	12	1040	946	47%	11	12	742	756	41%	12	12	546	476	75%	12	12
Throughfall		2185	1836	39%	12	12	827	758	35%	12	12	939	857	66%	12	12	382	356	47%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		620	670	20%	3	3	1730	1730	10%	2	1	333	310	45%	14	3	703	703	43%	2	2
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		320	340	26%	3	3	343	272	53%	31	5	254	214	59%	13	3	169	166	39%	10	3
Soil water, discharge area, 30-50 cm		-	-	-	-	-	542	286	103%	16	5	405	284	96%	17	3	233	160	84%	7	3
Groundwater, recharge area, 2,4-3,2 m		157	172	41%	4	4	348	363	39%	4	4	603	428	81%	4	4	169	166	23%	4	4
Groundwater, discharge area, 1-1,1 m		424	481	28%	3	3	1043	1170	51%	4	4	402	443	36%	3	3	277	289	42%	4	4
Stream water		126	83	79%	12	12	830	692	78%	23	23	261	226	46%	25	25	253	209	49%	24	24
Bulk deposition	Org-N µg/l	38	0	126%	12	12	65	56	49%	11	12	80	92	64%	12	12	171	84	166%	12	12
Throughfall		656	596	30%	12	12	414	439	48%	12	12	417	379	46%	12	12	161	120	106%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		493	540	28%	3	3	1542	1542	17%	2	1	316	296	45%	14	3	660	660	43%	2	2
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		290	310	28%	3	3	299	233	47%	31	5	242	202	61%	13	3	154	158	41%	10	3
Soil water, discharge area, 30-50 cm		-	-	-	-	-	426	236	94%	16	5	367	229	104%	17	3	188	141	102%	8	3
Groundwater, recharge area, 2,4-3,2 m		128	128	61%	4	4	295	273	49%	4	4	248	158	81%	4	4	111	104	48%	4	4
Groundwater, discharge area, 1-1,1 m		400	475	36%	3	3	686	768	70%	4	4	301	332	28%	3	3	233	228	51%	4	4
Stream water		100	71	76%	12	12	694	502	89%	23	23	218	192	45%	25	25	211	180	49%	24	24
Bulk deposition	NO ₃ -N µg/l	472	496	36%	12	12	531	449	49%	11	12	325	339	46%	12	12	174	209	44%	12	12
Throughfall		970	786	58%	12	12	229	229	73%	12	12	324	227	118%	12	12	126	137	66%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		30	30	0%	3	3	14	14	58%	2	1	6	6	25%	14	3	6	6	71%	2	2
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		30	30	0%	3	3	5	2	107%	31	5	6	6	28%	15	3	5	5	54%	10	3
Soil water, discharge area, 30-50 cm		-	-	-	-	-	9	7	87%	16	5	7	5	69%	17	3	6	5	58%	7	3
Groundwater, recharge area, 2,4-3,2 m		22	10	122%	4	4	17	4	160%	4	4	10	3	153%	4	4	17	11	117%	4	4
Groundwater, discharge area, 1-1,1 m		8	9	80%	3	3	23	25	45%	4	4	42	27	117%	3	3	10	10	37%	4	4
Stream water		19	8	103%	12	12	102	18	181%	23	23	29	5	282%	25	25	32	6	213%	24	24
Bulk deposition	NH ₄ -N µg/l	430	454	50%	12	12	444	368	53%	11	12	339	319	50%	12	12	205	175	83%	12	12
Throughfall		559	455	63%	12	12	243	159	103%	11	12	197	174	105%	12	12	100	63	104%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		97	100	78%	3	3	187	116	97%	23	5	10	7	132%	14	3	30	28	28%	6	3
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		-	-	-	-	-	164	17	404%	42	5	7	5	83%	13	3	8	7	85%	20	4
Soil water, discharge area, 30-50 cm		-	-	-	-	-	152	39	175%	22	5	32	7	156%	17	3	13	11	56%	11	4
Groundwater, recharge area, 2,4-3,2 m		8	8	38%	4	4	126	8	191%	4	4	345	270	89%	4	4	42	35	37%	4	4
Groundwater, discharge area, 1-1,1 m		25	25	113%	2	2	334	356	21%	4	4	60	51	54%	3	3	33	37	70%	4	4
Stream water		7	4	105%	12	12	34	19	151%	23	23	14	10	65%	25	25	9	9	66%	24	24
Bulk deposition	Tot-P µg/l	1,9	1,0	125%	12	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Throughfall		5,3	5,5	30%	10	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		20,0	20,0	0%	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		20,0	20,0	0%	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, discharge area, 30-50 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Groundwater, recharge area, 2,4-3,2 m		3,3	1,0	121%	3	4	54	42	76%	4	4	48	45	89%	4	4	34	20	160%	4	4
Groundwater, discharge area, 1-1,1 m		5,7	6,0	80%	3	3	68	50	91%	4	4	22	22	16%	3	3	46	39	49%	4	4
Stream water		1,0	0,8	72%	12	12	20	8	164%	23	23	9	6	126%	25	25	10	7	84%	24	24
Bulk deposition	PO ₄ -P µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Throughfall		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, discharge area, 30-50 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Groundwater, recharge area, 2,4-3,2 m		-	-	-	-	-	12,8	8,5	98%	4	4	26,3	16,0	106%	4	4	11,3	10,0	96%	4	4
Groundwater, discharge area, 1-1,1 m		-	-	-	-	-	32,0	31,0	82%	4	4	13,7	15,0	38%	3	3	23,5	9,0	130%	4	4
Stream water		-	-	-	-	-	3,0	2,0	76%	23	23	1,8	1,0	68%	25	25	2,1	2,0	51%	24	24
Bulk deposition	DOC mg/l	1,6	1,7	13%	12	12	2,5	2,2	46%	11	12	1,9	1,8	21%	12	12	1,8	1,7	21%	12	12
Throughfall		16,6	13,5	84%	12	12	13,6	12,0	33%	12	12	14,0	15,5	41%	12	12	3,1	3,0	42%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		18,1	14,9	33%	3	3	56,6	43,8	65%	24	1	12,9	9,8	73%	14	3	33,1	33,4	29%	8	3
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		9,2	8,6	18%	3	3	8,3	6,5	68%	44	5	4,7	4,3	44%	15	3	6,3	3,0	104%	21	4
Soil water, discharge area, 30-50 cm		-	-	-	-	-	21,6	9,2	102%	23	5	10,2	9,0	40%	17	3	15,6	14,1	88%	9	4
Groundwater, recharge area, 2,4-3,2 m		4,9	4,4	32%	4	4	5,3	2,4	118%	4	4	3,8	4,2	44%	4	4	2,2	2,2	40%	4	4
Groundwater, discharge area, 1-1,1 m		18,0	19,0	36%	3	3	28,4	31,8	67%	4	4	15,1	18,3	37%	3	3	6,1	6,1	44%	4	4
Stream water		4,2	3,7	74%	12	12	23,2	18,1	56%	23	23	8,8	7,7	42%	25	25	9,1	6,9	61%	24	24
Bulk deposition	Abs f 420 nm	0,006	0,004	70%	10	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Throughfall		0,064	0,057	28%	12	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, discharge area, 30-50 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Groundwater, recharge area, 2,4-3,2 m		0,014	0,016	53%	4	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Groundwater, discharge area, 1-1,1 m		0,202	0,260	49%	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stream water		0,169	0,153	32%	16	16	0,608	0,351	102%	23	23	0,104	0,084	51%	25	25	0,160	0,143	43%	24	24

* Beräknat som Abs f 420 nm = Färg (mg Pt/L)/500

Gårdsjön	Anions						Cations					
		Mean	Median	CV	n _o	n _r		Mean	Median	CV	n _o	n _r
Bulk deposition	SO ₄ ²⁻ mEq/l	0,033	0,029	30%	12	12	Ca ²⁺ mEq/l	0,008	0,004	70%	12	12
Throughfall		0,114	0,094	53%	12	12		0,070	0,024	87%	12	12
Soil water L1, recharge area, 20 cm		0,149	0,152	16%	3	3		0,034	0,037	22%	3	3
Soil water L1, recharge area, B, 40 cm		0,212	0,216	3%	3	3		0,040	0,042	13%	3	3
Soil water L2, discharge area, 20 cm		-	-	-	-	-		-	-	-	-	-
Groundwater, recharge area, F1:4		0,193	0,195	18%	4	4		0,017	0,017	12%	4	4
Groundwater, discharge area, F1:5		0,106	0,075	61%	3	3		0,030	0,034	22%	3	3
Stream water		0,044	0,023	93%	12	12		0,010	0,009	69%	12	12
Bulk deposition	Cl ⁻ mEq/l	0,052	0,039	74%	12	12	Mg ²⁺ mEq/l	0,011	0,009	64%	12	12
Throughfall		0,359	0,188	119%	12	12		0,098	0,057	101%	12	12
Soil water L1, recharge area, 20 cm		0,223	0,221	33%	3	3		0,070	0,071	24%	3	3
Soil water L1, recharge area, B, 40 cm		0,198	0,194	30%	3	3		0,053	0,053	14%	3	3
Soil water L2, discharge area, 20 cm		-	-	-	-	-		-	-	-	-	-
Groundwater, recharge area, F1:4		0,181	0,175	18%	4	4		0,051	0,052	13%	4	4
Groundwater, discharge area, F1:5		0,248	0,255	6%	3	3		0,059	0,057	8%	3	3
Stream water		0,078	0,091	71%	12	12		0,021	0,021	69%	12	12
Bulk deposition	NO ₃ ⁻ mEq/l	0,034	0,035	36%	12	12	Na ⁺ mEq/l	0,057	0,047	74%	12	12
Throughfall		0,069	0,056	38%	12	12		0,319	0,186	109%	12	12
Soil water L1, recharge area, 20 cm		0,002	0,002	0%	3	3		0,181	0,183	14%	3	3
Soil water L1, recharge area, B, 40 cm		0,002	0,002	0%	3	3		0,197	0,197	16%	3	3
Soil water L2, discharge area, 20 cm		-	-	-	-	-		-	-	-	-	-
Groundwater, recharge area, F1:4		0,002	0,001	122%	4	4		0,300	0,307	7%	4	4
Groundwater, discharge area, F1:5		0,000	0,000	80%	3	3		0,298	0,277	12%	3	3
Stream water		0,001	0,001	103%	12	12		0,093	0,080	77%	12	12
Bulk deposition	Alk/Ac mEq/l	-	-	-	-	-	K ⁺ mEq/l	0,003	0,002	65%	12	12
Throughfall		-	-	-	-	-		0,072	0,067	59%	12	12
Soil water L1, recharge area, 20 cm		-	-	-	-	-		0,020	0,020	0%	3	3
Soil water L1, recharge area, B, 40 cm		-	-	-	-	-		0,024	0,026	12%	3	3
Soil water L2, discharge area, 20 cm		-	-	-	-	-		-	-	-	-	-
Groundwater, recharge area, F1:4		-	-	-	-	-		0,010	0,010	11%	4	4
Groundwater, discharge area, F1:5		-	-	-	-	-		0,013	0,012	1%	3	3
Stream water		-	-	-	-	-		0,005	0,003	91%	12	12
Bulk deposition	RCOO ⁻ mEq/l	0,008	0,009				NH ₄ ⁺ mEq/l	0,031	0,032	50%	12	12
Throughfall		0,092	0,073					0,040	0,032	63%	12	12
Soil water L1, recharge area, 20 cm		0,090	0,074					0,007	0,007	78%	3	3
Soil water L1, recharge area, B, 40 cm		0,048	0,045					0,000	0,000	0%	3	3
Soil water L2, discharge area, 20 cm		#####	#####					-	-	-	-	-
Groundwater, recharge area, F1:4		0,026	0,024					0,001	0,001	38%	4	4
Groundwater, discharge area, F1:5		0,087	0,091					0,000	0,000	113%	2	3
Stream water		0,020	0,018					0,001	3,000	105%	12	12
Bulk deposition	ANC mEq/l	-0,040	-0,041				H ⁺ mEq/l	0,021	0,017			
Throughfall		0,017	-0,004					0,014	0,016			
Soil water L1, recharge area, 20 cm		-0,069	-0,064					0,028	0,030			
Soil water L1, recharge area, B, 40 cm		-0,098	-0,094					0,019	0,019			
Soil water L2, discharge area, 20 cm												
Groundwater, recharge area, F1:4		0,002	0,015					0,017	0,017			
Groundwater, discharge area, F1:5		0,046	0,050					0,036	0,039			
Stream water		0,006	-0,002					0,043	0,042			

Aneboda	Anions						Cations					
		Mean	Median	CV	n ₀	n _T		Mean	Median	CV	n ₀	n _T
Bulk deposition	SO ₄ ²⁻ mEq/l	0,034	0,029	37%	11	12	Ca2+ mEq/l	0,012	0,009	88%	11	12
Throughfall		0,049	0,042	49%	12	12		0,034	0,030	41%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		0,120	0,061	106%	23	5		0,087	0,042	131%	22	4
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		0,244	0,154	91%	42	5		0,027	0,023	69%	44	5
Soil water, discharge area, 30-50 cm		0,184	0,176	70%	22	5		0,093	0,088	45%	22	5
Groundwater, recharge area, 3,2 m		0,215	0,240	33%	4	4		0,126	0,109	31%	4	4
Groundwater, discharge area, 0,99 m		0,055	0,054	72%	4	4		0,171	0,174	6%	3	3
Stream water		0,142	0,170	42%	23	23		0,086	0,084	12%	23	23
Bulk deposition	Cl ⁻ mEq/l	0,030	0,020	91%	11	12	Mg2+ mEq/l	0,007	0,005	67%	11	12
Throughfall		0,062	0,043	69%	12	12		0,024	0,022	46%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		0,163	0,103	82%	23	5		0,094	0,065	101%	22	4
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		0,175	0,079	123%	42	5		0,050	0,037	78%	44	4
Soil water, discharge area, 30-50 cm		0,240	0,226	26%	22	5		0,106	0,102	35%	22	4
Groundwater, recharge area, 3,2 m		0,226	0,222	19%	4	4		0,116	0,099	36%	4	4
Groundwater, discharge area, 0,99 m		0,214	0,207	11%	4	4		0,161	0,149	18%	4	4
Stream water		0,187	0,188	10%	23	23		0,086	0,085	10%	23	23
Bulk deposition	NO ₃ ⁻ mEq/l	0,038	0,032	49%	11	12	Na+ mEq/l	0,027	0,017	84%	11	12
Throughfall		0,016	0,016	73%	12	12		0,047	0,035	64%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		0,001	0,001	58%	2	1		0,189	0,108	85%	22	4
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		0,000	0,000	107%	31	5		0,224	0,101	111%	44	5
Soil water, discharge area, 30-50 cm		0,001	0,001	87%	16	5		0,297	0,290	19%	22	5
Groundwater, recharge area, 3,2 m		0,001	0,000	164%	4	4		0,273	0,267	8%	4	4
Groundwater, discharge area, 0,99 m		0,002	0,002	45%	4	4		0,258	0,254	7%	4	4
Stream water		0,007	0,001	181%	23	23		0,220	0,224	9%	23	23
Bulk deposition	Alk/Ac mEq/l	-	-	-	-	-	K ⁺ mEq/l	0,003	0,003	58%	11	12
Throughfall		-	-	-	-	-		0,064	0,054	40%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		-0,186	-0,101	121%	12	3		0,013	0,008	181%	22	4
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		-0,109	-0,087	106%	41	5		0,018	0,010	110%	44	5
Soil water, discharge area, 30-50 cm		-0,034	-0,036	178%	20	5		0,005	0,003	89%	22	5
Groundwater, recharge area, 3,2 m		0,045	0,000	216%	4	4		0,013	0,014	7%	4	4
Groundwater, discharge area, 0,99 m		0,136	0,128	36%	3	3		0,015	0,012	44%	4	4
Stream water		-0,080	-0,069	40%	23	23		0,027	0,011	200%	23	23
Bulk deposition	RCOO ⁻ mEq/l	0,012	0,011				NH ₄ ⁺ mEq/l	0,032	0,026	53%	11	12
Throughfall		0,077	0,069					0,017	0,011	103%	11	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		0,270	0,204					0,013	0,008	97%	23	4
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		0,043	0,034					0,012	0,001	404%	42	4
Soil water, discharge area, 30-50 cm		0,130	0,054					0,011	0,003	175%	22	4
Groundwater, recharge area, 3,2 m		0,033	0,014					0,009	0,001	190%	4	4
Groundwater, discharge area, 0,99 m		0,213	0,235					0,024	0,025	21%	4	4
Stream water		0,114	0,089					0,002	0,001	151%	23	23
Bulk deposition	ANC mEq/l	-0,053	-0,046				H+ mEq/l	0,032	0,029			
Throughfall		0,042	0,040					0,011	0,011			
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		0,098	0,058					0,042	0,055			
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		-0,101	-0,063					0,020	0,021			
Soil water, discharge area, 30-50 cm		0,076	0,079					0,009	0,009			
Groundwater, recharge area, 3,2 m		0,086	0,027					0,007	0,010			
Groundwater, discharge area, 0,99 m		0,334	0,326					0,003	0,003			
Stream water		0,083	0,045					0,032	0,032			

Kindla	Anions						Cations					
		Mean	Median	CV	n _o	n _T		Mean	Median	CV	n _o	n _T
Bulk deposition	SO ₄ ²⁻ mEq/l	0,027	0,027	32%	12	12	Ca ²⁺ mEq/l	0,006	0,004	63%	12	12
Throughfall		0,052	0,043	58%	12	12		0,037	0,031	62%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		0,111	0,113	22%	14	3		0,012	0,011	47%	14	3
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		0,124	0,125	10%	13	3		0,012	0,011	32%	13	3
Soil water, discharge area, 30-50 cm		0,092	0,105	40%	17	3		0,022	0,021	27%	17	3
Groundwater, recharge area, 2,4 m		0,148	0,148	15%	4	4		0,042	0,031	67%	4	4
Groundwater, discharge area, 1,1 m		0,131	0,126	15%	3	3		0,027	0,032	30%	3	3
Stream water		0,109	0,114	18%	25	25		0,026	0,026	8%	25	25
Bulk deposition	Cl ⁻ mEq/l	0,010	0,009	45%	12	12	Mg ²⁺ mEq/l	0,004	0,003	46%	12	12
Throughfall		0,042	0,039	43%	12	12		0,023	0,018	57%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		0,043	0,045	51%	14	3		0,016	0,014	43%	14	3
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		0,043	0,035	46%	13	3		0,014	0,014	16%	13	3
Soil water, discharge area, 30-50 cm		0,045	0,050	25%	17	3		0,021	0,020	24%	17	3
Groundwater, recharge area, 2,4 m		0,051	0,049	23%	4	4		0,027	0,020	68%	4	4
Groundwater, discharge area, 1,1 m		0,049	0,057	31%	3	3		0,029	0,032	26%	3	3
Stream water		0,051	0,055	21%	25	25		0,024	0,024	8%	25	25
Bulk deposition	NO ₃ ⁻ mEq/l	0,023	0,024	46%	12	12	Na ⁺ mEq/l	0,010	0,011	44%	12	12
Throughfall		0,023	0,016	118%	12	12		0,033	0,030	44%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		0,000	0,000	25%	14	3		0,075	0,077	23%	14	3
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		0,000	0,000	28%	15	3		0,071	0,066	18%	13	3
Soil water, discharge area, 30-50 cm		0,001	0,000	69%	17	3		0,084	0,084	14%	17	3
Groundwater, recharge area, 2,4 m		0,001	0,000	152%	4	4		0,091	0,090	27%	4	4
Groundwater, discharge area, 1,1 m		0,003	0,002	117%	3	3		0,105	0,104	31%	3	3
Stream water		0,002	0,000	282%	25	25		0,086	0,086	8%	25	25
Bulk deposition	Alk/Ac mEq/l	-	-	-	-	-	K ⁺ mEq/l	0,003	0,002	32%	12	12
Throughfall		-	-	-	-	-		0,063	0,051	49%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		-0,104	-0,091	59%	14	3		0,007	0,006	74%	14	3
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		-0,075	-0,079	22%	13	3		0,006	0,005	55%	13	3
Soil water, discharge area, 30-50 cm		-0,049	-0,045	51%	17	3		0,003	0,003	46%	17	3
Groundwater, recharge area, 2,4 m		-0,030	-0,036	135%	4	4		0,010	0,010	39%	4	4
Groundwater, discharge area, 1,1 m		-0,133	-0,145	39%	3	3		0,005	0,003	76%	3	3
Stream water		-0,057	-0,054	-19%	25	25		0,013	0,005	183%	25	25
Bulk deposition	RCOO ⁻ mEq/l	0,010	0,009				NH ₄ ⁺ mEq/l	0,024	0,023	50%	12	12
Throughfall		0,077	0,087					0,014	0,012	105%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		0,062	0,048					0,001	0,001	132%	14	3
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		0,025	0,023					0,001	0,000	83%	13	3
Soil water, discharge area, 30-50 cm		0,053	0,048					0,002	0,001	156%	17	3
Groundwater, recharge area, 2,4 m		0,020	0,023					0,025	0,019	89%	4	4
Groundwater, discharge area, 1,1 m		0,071	0,086					0,004	0,004	54%	3	3
Stream water		0,044	0,039					0,001	0,001	65%	25	25
Bulk deposition	ANC mEq/l	-0,038	-0,040				H ⁺ mEq/l	0,021	0,021			
Throughfall		0,039	0,031					0,014	0,013			
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		-0,045	-0,051					0,038	0,032			
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		-0,065	-0,064					0,019	0,019			
Soil water, discharge area, 30-50 cm		-0,007	-0,027					0,020	0,018			
Groundwater, recharge area, 2,4 m		-0,030	-0,046					0,015	0,016			
Groundwater, discharge area, 1,1 m		-0,017	-0,014					0,050	0,049			
Stream water		-0,013	-0,028					0,028	0,027			

Gammtratten	Anions						Cations					
		Mean	Median	CV	n _o	n _T		Mean	Median	CV	n _o	n _T
Bulk deposition	SO ₄ ²⁻ mEq/l	0,015	0,015	33%	12	12	Ca ²⁺ mEq/l	0,004	0,004	64%	12	12
Throughfall		0,016	0,015	35%	12	12		0,006	0,006	44%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		0,028	0,027	29%	6	3		0,028	0,031	53%	7	3
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		0,032	0,031	13%	20	4		0,013	0,012	28%	19	4
Soil water, discharge area, 30-50 cm		0,035	0,038	38%	9	4		0,049	0,050	33%	11	4
Groundwater, recharge area, 1,1 m		0,046	0,047	4%	4	4		0,072	0,076	12%	4	4
Groundwater, discharge area, 3,2 m		0,052	0,053	11%	4	4		0,043	0,048	24%	3	3
Stream water		0,044	0,043	21%	24	24		0,051	0,050	19%	24	24
Bulk deposition	Cl ⁻ mEq/l	0,006	0,006	88%	12	12	Mg ²⁺ mEq/l	0,002	0,002	59%	12	12
Throughfall		0,008	0,008	48%	12	12		0,004	0,004	38%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		0,010	0,011	28%	6	3		0,016	0,015	41%	7	3
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		0,008	0,008	43%	20	4		0,005	0,004	46%	19	4
Soil water, discharge area, 30-50 cm		0,019	0,019	16%	9	4		0,022	0,020	33%	11	4
Groundwater, recharge area, 1,1 m		0,018	0,018	10%	4	4		0,021	0,020	11%	4	4
Groundwater, discharge area, 3,2 m		0,022	0,023	32%	4	4		0,017	0,017	5%	4	4
Stream water		0,018	0,018	19%	24	24		0,023	0,022	22%	24	24
Bulk deposition	NO ₃ ⁻ mEq/l	0,012	0,015	44%	12	12	Na ⁺ mEq/l	0,006	0,007	88%	12	12
Throughfall		0,009	0,010	66%	12	12		0,007	0,008	48%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		0,000	0,000	71%	2	2		0,021	0,019	31%	7	3
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		0,000	0,000	54%	10	3		0,016	0,016	45%	19	4
Soil water, discharge area, 30-50 cm		0,000	0,000	58%	7	3		0,072	0,070	31%	11	4
Groundwater, recharge area, 1,1 m		0,001	0,001	117%	4	4		0,061	0,061	3%	4	4
Groundwater, discharge area, 3,2 m		0,001	0,001	37%	4	4		0,051	0,053	16%	4	4
Stream water		0,002	0,000	213%	24	24		0,056	0,056	20%	24	24
Bulk deposition	Alk/Ac mEq/l	-	-	-	-	-	K ⁺ mEq/l	0,002	0,001	84%	12	12
Throughfall		-	-	-	-	-		0,011	0,011	47%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		-0,127	-0,119	26%	3	2		0,032	0,036	67%	7	3
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		-0,011	-0,005	269%	18	4		0,008	0,006	74%	19	4
Soil water, discharge area, 30-50 cm		0,047	0,039	89%	7	3		0,004	0,005	40%	11	4
Groundwater, recharge area, 1,1 m		0,070	0,071	7%	4	4		0,008	0,008	10%	4	4
Groundwater, discharge area, 3,2 m		0,010	0,005	131%	3	3		0,004	0,003	29%	4	4
Stream water		0,017	0,015	131%	24	24		0,009	0,004	137%	24	24
Bulk deposition	RCOO ⁻ mEq/l	0,010	0,009				NH ₄ ⁺ mEq/l	0,015	0,013	83%	12	12
Throughfall		0,017	0,017					0,007	0,005	104%	12	12
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		0,156	0,157					0,002	0,002	28%	6	3
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		0,041	0,020					0,001	0,001	85%	20	4
Soil water, discharge area, 30-50 cm		0,119	0,109					0,001	0,001	56%	11	4
Groundwater, recharge area, 1,1 m		0,019	0,019					0,003	0,003	37%	4	4
Groundwater, discharge area, 3,2 m		0,040	0,039					0,002	0,003	70%	4	4
Stream water		0,066	0,050					0,001	0,001	66%	24	24
Bulk deposition	ANC mEq/l	-0,020	-0,022				H ⁺ mEq/l	0,013	0,013			
Throughfall		-0,005	-0,005					0,013	0,013			
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		0,059	0,063					0,050	0,049			
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		0,001	-0,001					0,006	0,005			
Soil water, discharge area, 30-50 cm		0,093	0,088					0,002	0,002			
Groundwater, recharge area, 1,1 m		0,097	0,099					0,001	0,001			
Groundwater, discharge area, 3,2 m		0,040	0,044					0,005	0,006			
Stream water		0,075	0,071					0,003	0,003			

[illegible]

		Gårdsjön					Aneboda					Kindla					Gammtratten				
		Mean	Median	CV	n ₀	n _T	Mean	Median	CV	n ₀	n _T	Mean	Median	CV	n ₀	n _T	Mean	Median	CV	n ₀	n _T
Bulk deposition	Hg ng/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Throughfall		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		-	-	-	-	-	3,0	2,6	50%	10	5	-	-	-	-	-	3,0	1,0	150%	6	2
Soil water, discharge area, 30-50 cm		-	-	-	-	-	10,0	11,0	33%	10	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Groundwater, recharge area, 2,4-3,2 m		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Groundwater, discharge area, 1-1,1 m		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stream water		5,5	5,1	44%	10	10	6,8	6,0	55%	13	13	-	-	-	-	-	3,680	4,100	32%	5%	5
Bulk deposition	Metyl-Hg ng/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Throughfall		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		-	-	-	-	-	0,1	0,0	145%	9	5	-	-	-	-	-	0,5	0,0	56%	6	2
Soil water, discharge area, 30-50 cm		-	-	-	-	-	1,7	0,1	95%	10	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Groundwater, recharge area, 2,4-3,2 m		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Groundwater, discharge area, 1-1,1 m		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stream water		0,4	0,2	161%	10	10	1,4	0,9	88%	12	12	-	-	-	-	-	0,17	0,15	22%	5	5
Bulk deposition	Cr µg/l	0,14	0,15	65%	12	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Throughfall		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, discharge area, 30-50 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Groundwater, recharge area, 2,4-3,2 m		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Groundwater, discharge area, 1-1,1 m		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stream water		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,22	0,22	11%	6	6	-	-	-	-	-
Bulk deposition	Ni µg/l	0,26	0,26	65%	12	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Throughfall		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, discharge area, 30-50 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Groundwater, recharge area, 2,4-3,2 m		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Groundwater, discharge area, 1-1,1 m		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stream water		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,47	0,45	13%	6	6	-	-	-	-	-
Bulk deposition	Co µg/l	0,01	0,01	95%	12	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Throughfall		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, discharge area, 30-50 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Groundwater, recharge area, 2,4-3,2 m		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Groundwater, discharge area, 1-1,1 m		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stream water		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bulk deposition	V µg/l	0,89	0,73	71%	12	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Throughfall		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, discharge area, 30-50 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Groundwater, recharge area, 2,4-3,2 m		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Groundwater, discharge area, 1-1,1 m		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stream water		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,43	0,41	19%	6	6	-	-	-	-	-
Bulk deposition	As µg/l	0,15	0,15	63%	12	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Throughfall		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, E, 8-20 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, recharge area, B, 33-45 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Soil water, discharge area, 30-50 cm		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Groundwater, recharge area, 2,4-3,2 m		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Groundwater, discharge area, 1-1,1 m		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stream water		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,24	0,24	27%	6	6	-	-	-	-	-

Gårdsjön	Nitrogen, phosphorus & organic carbon fluxes (kg ha ⁻¹ y ⁻¹)						
	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Org-N	Tot-N	PO ₄ -P	Tot-P	DOC
Bulk deposition	3,8	3,9	0,3	8,0	-	0,019	14
Throughfall	2,9	4,9	8,6	11,4	-	0,112	106
Litterfall				52,9		3,170	2240
Stream water	0,1	0,2	1,2	1,5	-	0,015	53

Aneboda	Nitrogen, phosphorus & organic carbon fluxes (kg ha ⁻¹ y ⁻¹)						
	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Org-N	Tot-N	PO ₄ -P	Tot-P	TOC
Bulk deposition	4,1	4,9	0,6	9,6	-	-	23
Throughfall	1,4	1,3	2,3	4,6	-	-	76
Litterfall				35,1		3,48	1589
Stream water	0,06	0,39	1,3	1,8	0,006	0,028	46

Kindla	Nitrogen, phosphorus & organic carbon fluxes (kg ha ⁻¹ y ⁻¹)						
	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Org-N	Tot-N	PO ₄ -P	Tot-P	TOC
Bulk deposition	2,7	2,5	0,6	5,8	-	-	15
Throughfall	1,1	1,7	2,2	5,0	-	-	75
Litterfall				21,5		1,68	1163
Stream water	0,06	0,35	1,1	1,5	0,009	0,042	39

Gammtratten	Nitrogen, phosphorus & organic carbon fluxes (kg ha ⁻¹ y ⁻¹)						
	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Org-N	Tot-N	PO ₄ -P	Tot-P	TOC
Bulk deposition	1,3	1,5	1,3	4,1	-	-	13
Throughfall	0,7	0,9	1,1	2,7	-	-	22
Litterfall				10,9		1,25	660
Stream water	0,06	0,12	1,5	1,7	0,011	0,066	72

Gårdsjön	Anion fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)						
	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	RCOO ⁻	Sum(-)	ANC
Bulk deposition	29	40	28	0	8	105	-37
Throughfall	57	168	35	0	15	275	-16
Litterfall	36						
Stream water	52	94	1,6	0		148	7

Gårdsjön	Cation fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)							
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	H ⁺	Sum(+)	Sum(+)-Sum(-)
Bulk deposition	8	4	45	3	27	18	105	0
Throughfall	34	20	151	39	21	10	275	0
Litterfall	127	48	5	27				
Stream water	12	25	112	6	0	16	171	23

Aneboda	Anion fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)						
	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	RCOO ⁻	Sum(-)	ANC
Bulk deposition	32	27	35	0	9	103	-49
Throughfall	27	35	9	0	39	110	23
Litterfall	18						
Stream water	45	48	2,8	0	24	120	17

Aneboda	Cation fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)							
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	H ⁺	Sum(+)	Sum(+)-Sum(-)
Bulk deposition	11	6	25	3	29	29	104	0
Throughfall	19	13	27	36	10	6	111	0
Litterfall	162	32	2	19				
Stream water	22	23	57	10	0,4	9	122	2

Kindla	Anion fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)						
	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	RCOO ⁻	Sum(-)	ANC
Bulk deposition	21	8	18	0	6	53	-29
Throughfall	28	22	12	0	36	98	21
Litterfall	12						
Stream water	60	23	2,5	0	18	104	-10

Kindla	Cation fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)							
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	H ⁺	Sum(+)	Sum(+)-Sum(-)
Bulk deposition	5	3	8	2	19	17	53	0
Throughfall	20	12	17	34	8	8	98	0
Litterfall	76	19	1	11				
Stream water	13	12	42	8	0,4	15	92	-12

Gammtratten	Anion fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)						
	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	RCOO ⁻	Sum(-)	ANC
Bulk deposition	11	4	9	0	6	31	-15
Throughfall	11	6	6	0	11	34	-3
Litterfall	6						
Stream water	22	9	0,9	4	53	89	48

Gammtratten	Cation fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)							
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	H ⁺	Sum(+)	Sum(+)-Sum(-)
Bulk deposition	3	1	4	1	11	10	31	0
Throughfall	4	3	5	8	5	9	34	0
Litterfall	62	11	0	6				
Stream water	31	12	28	8	0,4	3	83	-6

Gårdsjön	Metal fluxes (mg m ⁻² y ⁻¹)									
	Al acsol	Al tot	Al org	Al oorg	Fe	Mn	Cu	Pb	Zn	Cd
Bulk deposition	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Throughfall	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Litterfall	-	90	-	-	66	217	-	-	-	-
Stream water	-	266	158	107	210	9	-	-	-	-

Aneboda	Metal fluxes (mg m ⁻² y ⁻¹)									
	Al acsol	Al tot	Al org	Al oorg	Fe	Mn	Cu	Pb	Zn	Cd
Bulk deposition	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Throughfall	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Litterfall	-	67	-	-	57	714	1,3	1,8	29,3	0,08
Stream water	92	115	90	25	279	11	0,1	0,2	0,7	0,01

Kindlahöjden	Metal fluxes (mg m ⁻² y ⁻¹)									
	Al acsol	Al tot	Al org	Al oorg	Fe	Mn	Cu	Pb	Zn	Cd
Bulk deposition	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Throughfall	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Litterfall	-	52	-	-	32	318	0,8	1,4	18,2	0,04
Stream water	328	345	152	192	155	24	0,1	0,2	4,1	0,04

Gammtratten	Metal fluxes (mg m ⁻² y ⁻¹)									
	Al acsol	Al tot	Al org	Al oorg	Fe	Mn	Cu	Pb	Zn	Cd
Bulk deposition	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Throughfall	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Litterfall	-	22	-	-	15	205	0,4	0,5	13,8	0,03
Stream water	143	188	169	19	224	10	0,2	0,1	1,4	0,01

Gårdsjön	Metal fluxes (mg m ⁻² y ⁻¹)						
	Hg	Metyl-Hg	Cr	Ni	Co	V	As
Bulk deposition	-	-	95	175	8	600	100
Throughfall	-	-	-	-	-	-	-
Litterfall	45	0,57	-	-	-	-	-
Stream water	4	0,15	-	-	-	-	-

Aneboda	Metal fluxes (µg m ⁻² y ⁻¹)						
	Hg	Metyl-Hg	Cr	Ni	Co	V	As
Bulk deposition	-	-	-	-	-	-	-
Throughfall	-	-	-	-	-	-	-
Litterfall	27	-	-	-	-	-	-
Stream water	-	-	-	-	-	-	-

Kindla	Metal fluxes (µg m ⁻² y ⁻¹)						
	Hg	Metyl-Hg	Cr	Ni	Co	V	As
Bulk deposition	-	-	-	-	-	-	-
Throughfall	-	-	-	-	-	-	-
Litterfall	15	-	-	-	-	-	-
Stream water	-	-	108	228	-	208	110

Gammtratten	Metal fluxes (µg m ⁻² y ⁻¹)						
	Hg	Metyl-Hg	Cr	Ni	Co	V	As
Bulk deposition	-	-	-	-	-	-	-
Throughfall	-	-	-	-	-	-	-
Litterfall	5	-	-	-	-	-	-
Stream water	-	-	-	-	-	-	-

Decomposition in field (litter bags), standardized litter

Sampling place	Gårdsjön*			Aneboda			Kindla**			Gammtratten		
Sampling date	971008			971112			971001					
Incubation period	1 yr	2 yr	3 yr	1 yr	2 yr	3 yr	1 yr	2 yr	3 yr	1 yr	2 yr	3 yr
Decomposition ratio 1997 (weight loss in % of original weight)												
Mean	32,8	57,1	69,7	34,0	58,0	73,0	26,9	48,0	69,3	-	-	-
median	32,7	55,4	72,6	33,0	57,1	75,3	27,0	49,0	71,1	-	-	-
n _o	18	18	15	19	19	18	18	18	18	-	-	-
Sampling date	981007			981109			981005					
Decomposition ratio 1998 (weight loss in % of original weight)												
Mean	40,6	65,2	69,9	38,7	64,8	77,0	36,4	59,5	75,3	-	-	-
median	41,5	62,2	68,9	37,8	70,8	77,3	37,1	60,4	75,0	-	-	-
n _o	18	18	18	19	17	17	18	18	18	-	-	-
Sampling date	991019			991027			991114					
Decomposition ratio 1999 (weight loss in % of original weight)												
Mean	35,6	65,3	74,3	30,7	60,0	65,3	30,1	61,5	69,8	-	-	-
median	34,4	67,3	73,8	30,7	59,5	64,9	29,0	60,6	73,0	-	-	-
n _o	18	19	18	17	17	16	16	16	15	-	-	-
Sampling date	001011			001101			001003			001003		
Decomposition ratio 2000 (weight loss in % of original weight)												
Mean	33,4	61,7	72,5	38,1	61,8	67,4	30,2	51,7	71,5	25,1	-	-
median	32,8	61,0	73,6	37,0	62,3	66,3	29,7	54,5	74,3	25,0	-	-
n _o	18	18	17	18	17	17	16	18	18	18	-	-
Sampling date	011103			011106			011123			010926		
Decomposition ratio 2001 (weight loss in % of original weight)												
Mean	34,6	61,6	76,7	36,2	62,2	66,3	33,3	63,3	74,0	33,7	46,2	-
median	32,9	62,2	77,3	35,8	60,1	64,8	32,6	66,5	75,7	31,1	46,2	-
n _o	18	18	18	18	17	16	18	18	18	18	18	-

Tree vitality

	1997				1998				1999				2000				2001			
Gårdsjön	mean	median	CV%	n trees	mean	median	CV%	n trees	mean	median	CV%	n trees	mean	median	CV%	n trees	mean	median	CV%	n trees
defoliation, Norway spruce %	20,0	20	52	66	22,8	24	67	46	20,5	20	63	51	22,2	21	79	51	19,1	18	70	50
defoliation, Scots pine %	28,1	28	28	24	22,2	15	64	5	30,0			1	–	–	–	–	–	–	–	–
discolouration, Norway spruce %	1,4	0	218	66	2,7	0	152	46	0,9	0	503	51	1,5	0	291	51	0,0	0	–	50
discolouration, Scots pine %	0,6	0	270	24	2,0	0	137	5	0,0			1	–	–	–	–	–	–	–	–

	1997				1998				1999				2000				2001			
Aneboda	mean	median	CV%	n trees	mean	median	CV%	n trees	mean	median	CV%	n trees	mean	median	CV%	n trees	mean	median	CV%	n trees
defoliation, Norway spruce %	16,0	10	83	102	21,8	17	83	105	17,6	14	82	104	17,3	11	92	104	21,2	18	73	104
discolouration, Norway spruce %	11,6	5	122	102	4,2	5	131	105	0,2	5	533	104	0,2			104	3,9	3	96	104

	1997				1998				1999				2000				2001			
Kindla	mean	median	CV%	n trees	mean	median	CV%	n trees	mean	median	CV%	n trees	mean	median	CV%	n trees	mean	median	CV%	n trees
defoliation, Norway spruce %	–	–	–	–	25,6	24	62	101	26,6	25	64	101	28,1	24	75	101	27,6	24	71	101
discolouration, Norway spruce %	–	–	–	–	0,6	0	844	101	5,5	0	175	101	0,0	0	0	101	0,4	0	707	101

	1997				1998				1999				2000				2001			
Gammtratten	mean	median	CV%	n trees	mean	median	CV%	n trees	mean	median	CV%	n trees	mean	median	CV%	n trees	mean	median	CV%	n trees
defoliation, Norway spruce %	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	57,7	60	29	100	59,0	61	28	100
discolouration, Norway spruce %	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	4,5	0	247	100	5,6	1	146	100

Comments

Trees distributed over whole site on circular plots.

defoliation/discolouration % = estimated as percentage of crown on each tree; mean/median of all trees obs
n trees = number of tree individuals on which observations were performed

Gammtratten: Defoliation around 50% is normal for spruce in northern Sweden.

Epiphytic lichens on tree trunks

Gårdsjön 1996	list	mean	median	CV%	n lich.	n trees
n:o of lichen species total					30	20
n:o of lichens per tree: birch		7,0				1
n:o of lichens per tree: Norway spruce		5,7	6,0	24		7
n:o of lichens per tree: Scots pine		7,9	9,0	31		11
n:o of lichens per tree: oak		9,0				1
n:o of lichens per tree: all tree species		7,2	6,5	32		20
point freq. dominant 1, %: <i>Lepraria incana</i>	12	17,8				18
point freq. dominant 2, %: <i>Hypogymnia physodes</i>	12	11,1				19
point freq. dominant 3, %: <i>Cladonia coniocraea</i>	12	10,2				12
sensitivity index per tree: birch		2,4			3	1
sensitivity index per tree: Norway spruce		1,8	1,5	53	8	7
sensitivity index per tree: Scots pine		2,2	2,2	31	9	11
sensitivity index per tree: oak		2,4			5	1
sensitivity index per tree: all tree species		2,1	1,9	37	14	20

Aneboda 1997	list	mean	median	CV%	n lich.	n trees
number of lichen species total					29	20
n:o of lichens per tree: Norway spruce		8,8	9,0	43		19
n:o of lichens per tree: Scots pine		13,0				1
n:o of lichens per tree: all tree species		9,1	10,0	42		20
point freq. dominant 1, %: <i>Lecanactis abietina</i>	12	40,7				18
point freq. dominant 2, %: <i>Lepraria incana</i>	12	38,4				20
point freq. dominant 3, %: <i>Hypogymnia physodes</i>	12	6,8				16
sensitivity index per tree: Norway spruce		3,9	3,9	40	9	19
sensitivity index per tree: Scots pine		1,1			2	1
sensitivity index per tree: all tree species		3,8	3,9	44	9	20

Kindla 1998	list	mean	median	CV%	n lich.	n trees
n:o of lichen species total					31	20
n:o of lichens per tree: birch		10,2	11,0	26		5
n:o of lichens per tree: Norway spruce		8,2	8,0	32		13
n:o of lichens per tree: Scots pine		9,0				2
n:o of lichens per tree: all tree species		8,8	9,0	31		20
point freq. dominant 1, %: <i>Hypogymnia physodes</i>	12	26,1				20
point freq. dominant 2, %: <i>Lepraria incana</i>	12	22,6				20
point freq. dominant 3, %: <i>Platismatia glauca</i>	12	6,2				10
sensitivity index per tree: birch		2,0	2,2	30	8	5
sensitivity index per tree: Norway spruce		1,6	1,5	12	7	13
sensitivity index per tree: Scots pine		1,5			4	2
sensitivity index per tree: all tree species		2,0	2,2	30	11	20

Gammtratten 2000	list	mean	median	CV%	n lich.	n trees
n:o of lichen species total/tree individuals total					44	20
n:o of lichens per tree: birch		11,0				1
n:o of lichens per tree: Norway spruce		11,4	12,0	20		8
n:o of lichens per tree: Scots pine		10,4	10,0	27		9
n:o of lichens per tree: <i>Populus tremula</i>		9,0				1
n:o of lichens per tree: <i>Salix caprea</i>		14,0				1
n:o of lichens per tree: all tree species		11,0	11,0	23		20
point freq. dominant 1, %: <i>Hypogymnia physodes</i>	12	11,8				15
point freq. dominant 2, %: <i>Parmeliopsis ambigua</i>	12	10,2				14
point freq. dominant 3, %: <i>Bryoria fuscescens</i>	12	6,6				14
sensitivity index per tree sp.: birch		3,1	3,1		5	1
sensitivity index per tree sp.: Norway spruce		3,7	4,3	42	11	8
sensitivity index per tree sp.: Scots pine		4,1	3,9	27	11	9
sensitivity index per tree sp.: <i>Populus tremula</i>		0,0	0,0		2	1
sensitivity index per tree sp.: <i>Salix caprea</i>		7,3	7,3		5	1
sensitivity index all tree species		3,9	3,9	44	15	20

Gårdsjön 2001	list	mean	median	CV%	n lich.	n trees
n:o of lichen species total/tree individuals total					33	20
n:o of lichens per tree: birch		12,0				1
n:o of lichens per tree: Norway spruce		6,6	7,0	15		7
n:o of lichens per tree: Scots pine		7,9	8,0	12		11
n:o of lichens per tree: Quercus robur		9,0				1
n:o of lichens per tree: all tree species		7,7	8,0	20		20
point freq. dominant 1, %: Lepraria incana	12	16,3				19
point freq. dominant 2, %: Hypogymnia physodes	12	7,7				20
point freq. dominant 3, %: Cladonia squamosa	12	2,2				9
sensitivity index per tree sp.: birch		1,7			5	1
sensitivity index per tree sp.: Norway spruce		1,9	1,6	60	8	7
sensitivity index per tree sp.: Scots pine		2,4	2,6	31	8	11
sensitivity index per tree sp.: Quercus robur		0,2			3	1
sensitivity index all tree species		2,1	2,1	45	13	20

Comments

Data collected from four circular plots with five trees each. On each tree trunk is one s 40x40 cm with 400 points on which hits of lichens are observed giving point frequency trunk between 50 and 200 cm above ground all species, besides those on the plot, are presence.

n:o of lichen species total = on and outside sample plots on all trees

n:o of lichens per tree = mean number of lichen species on and outside the sample plot individual

sensitivity index per tree sp. = mean of all individuals of the resp. tree species; only lich on sample plots and having indicator values are included

List = unpublished code list n:o 12 (Lichenes) from the Nordic Code Centre

n lich. = number of lichen species involved in the calculation

Algae on needles and lichens on twigs of

	1998				1999				2000				2001			
Gårdsjön	mean	median	CV%	n	mean	median	CV%	n	mean	median	CV%	n	mean	median	CV%	n
Algae																
thickness on needles	1,7	1,7	19	20	—	—	—	—	2,4	2,3	17	6	2,2	2,2	13	6
age youngest needles with algae	3,2	3,0	48	20	—	—	—	—	2,1	2,0	7	6	2,3	2,3	13	6
n:o whorls with 5-50% needles	5,8	5,9	38	20	—	—	—	—	1,1	1,0	92	6	1,5	0,9	108	6
n:o whorls with >50% needles	10,7	10,2	26	20	—	—	—	—	9,9	10,5	15	6	9,6	9,7	13	6
Lichens																
amount on branch	1,7	2,0	29	20	—	—	—	—	1,0	1,0	0	6	1,0	1,0	0	6
age youngest twig with lichen	4,8	4,5	47	20	—	—	—	—	4,7	4,7	13	6	5,3	5,2	18	6

* Few trees left due to partial destruction of sample site in 1999; replacement trees not attainable.

	1998				1999				2000				2001			
Aneboda	mean	median	CV%	n	mean	median	CV%	n	mean	median	CV%	n	mean	median	CV%	n
Algae																
thickness on needles	1,9	2,0	14	20	1,9	2,0	13	20	2,0	2,0	6	20	1,5	1,7	30	20
age youngest needles with algae	2,2	2,2	11	20	2,0	2,0	3	20	2,1	2,0	7	20	2,7	2,7	23	20
n:o whorls with 5-50% needles	2,1	2,3	51	20	2,8	2,7	29	20	3,5	3,0	37	20	1,0	0,7	74	20
n:o whorls with >50% needles	8,0	8,0	17	20	6,7	6,9	19	20	6,4	6,5	21	20	7,7	7,7	13	20
Lichens																
amount on branch	1,6	1,7	29	20	1,7	1,7	32	20	1,8	2,0	23	20	1,8	2,0	20	20
age youngest twig with lichen	3,7	3,7	24	20	3,7	3,7	19	20	4,4	4,7	19	20	5,8	5,7	15	20

	1998				1999				2000				2001			
Kindla	mean	median	CV%	n	mean	median	CV%	n	mean	median	CV%	n	mean	median	CV%	n
Algae																
thickness on needles	1,9	2,0	40	20	2,0	2,0	27	20	2,1	2,0	17	20	2,0	2,0	9	20
age youngest needles with algae	4,1	3,7	29	20	3,5	3,3	28	20	3,2	3,0	20	20	3,3	3,2	18	20
n:o whorls with 5-50% needles	1,7	1,5	41	20	1,9	1,9	42	20	1,6	1,7	51	20	1,6	1,5	46	20
n:o whorls with >50% needles	9,0	9,2	14	20	9,0	9,0	14	20	8,5	8,5	11	20	8,5	8,9	16	20
Lichens																
amount on branch	1,7	1,7	17	20	1,8	1,7	15	20	1,3	1,3	27	20	1,0	1,0	9	20
age youngest twig with lichen	5,4	4,9	29	20	5,8	5,3	23	20	6,2	5,9	22	20	6,7	6,5	18	20

	1998				1999				2000				2001			
Gammtratten	mean	median	CV%	n	mean	median	CV%	n	mean	median	CV%	n	mean	median	CV%	n
Algae																
thickness on needles	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	0,0	334	20	0,0	0,0	—	20
age youngest needles with algae	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	0,0	312	20	0,0	0,0	—	20
n:o whorls with 5-50% needles	-	-	-	-	-	-	-	-	1,1	1,2	56	20	1,9	1,7	59	20
n:o whorls with >50% needles	-	-	-	-	-	-	-	-	11,7	11,8	13	20	8,8	8,9	16	20
Lichens																
amount on branch	-	-	-	-	-	-	-	-	2,6	3,0	22	20	2,7	3,0	15	20
age youngest twig with lichen	-	-	-	-	-	-	-	-	4,6	4,5	10	20	3,4	3,3	16	20

Comments

Observations on 3 branches each of 20 young spruces standing in openings.

n = number of trees observed

age youngest needles/twig is expressed in years

thickness (on that part of the branch which has the thickest cover) = scale: 1-thin, small p between 1 and 3, 3-thick, ±covering the needles

amount (on whole branch) = scale: 1-few, sparse, 2-between 1 and 3, 3-abundant, almost as needles

Understorey vegetation: intensive plot

Gårdsjön New 2001	species	list	mean %	median	CV%	%/index	n spec.	n plots
n:o of species total							33	32
cover field layer			9	5	115		9	32
cover bottom layer			52	55	48		24	32
cover dominant 1	Dicranum majus	M2	32	21	89			32
cover dominant 2	Pleurozium schreberi	M2	7	2	147			32
cover dominant 3	Plagiothecium undulatum	M2	5	2	231			32
plot frequency dominant 1	Dicranum majus	M2				94		32
plot frequency dominant 2	Pleurozium schreberi	M2				91		32
plot frequency dominant 3	Plagiothecium undulatum	M2				66		32
species diversity index (H')						2,72	33	32
sensitivity index of N (N)						0,28	5	32
sensitivity index of pH (R)						2,78	29	32

Aneboda 2001	species	list	mean %	median	CV%	%/index	n spec.	n plots
n:o of species total							23	32
cover field layer			1	1	105		2	32
cover bottom layer			82	85	13		21	32
cover dominant 1	Dicranum majus	M2	51	50	50			32
cover dominant 2	Pleurozium schreberi	M2	18	7	133			32
cover dominant 3	Hylocomium splendens	M2	5	1	190			32
plot frequency dominant 1	Dicranum majus	M2				97		32
plot frequency dominant 2	Pleurozium schreberi	M2				94		32
plot frequency dominant 3	Hylocomium splendens	M2				50		32
species diversity index (H')						1,84	23	32
sensitivity index of N (N)	Too few sp. with N-value					0,04	3	32
sensitivity index of pH (R)						2,90	22	32

Kindla 2001	species	list	mean %	median	CV%	%/index	n spec.	n plots
n:o of species total							22	32
cover field layer			2	2	121		8	32
cover bottom layer			65	73	46		14	32
cover dominant 1	Dicranum majus	M2	53	68	63			32
cover dominant 2	Sphagnum girgensohnii	M2	11	0	239			32
cover dominant 3	Vaccinium myrtillus	B4	1	0	189			32
plot frequency dominant 1	Dicranum majus	M2				100		32
plot frequency dominant 2	Sphagnum girgensohnii	M2				31		32
plot frequency dominant 3	Vaccinium myrtillus	B4				41		32
species diversity index (H')						1,30	22	32
sensitivity index of N (N)						0,12	6	32
sensitivity index of pH (R)						2,64	19	32

Gammtratten 2001	species	list	mean %	median	CV%	%/index	n spec.	n plots
n:o of species total							32	32
cover field layer			51	55	41		14	32
cover bottom layer			60	63	35		18	32
cover dominant 1	Vaccinium myrtillus	B4	44	50	44			32
cover dominant 2	Pleurozium schreberi	M2	33	25	77			32
cover dominant 3	Hylocomium splendens	M2	9	6	125			32
plot frequency dominant 1	Vaccinium myrtillus	B4				100		32
plot frequency dominant 2	Pleurozium schreberi	M2				100		32
plot frequency dominant 3	Hylocomium splendens	M2				72		32
species diversity index (H')						2,83	32	32
sensitivity index of N (N)						1,25	15	32
sensitivity index of pH (R)						2,40	25	32

Comments

Observations on intensive plot 40x40 m with 32 subplots 0,5x0,5 m distributed by stratified random
 Gårdsjön New = new plot established in 2000 following destruction of former.

list = Nordic Council of Ministers Code Centre: List B4=vascular plants, M2=mosses, L2=lichens.

Species diversity index: Shannon-Wiener (H').

N- and R-indices based on Ellenberg original indicator values established in Central Europe.

n:o of species total = all species present on all subplots

sensitivity index: includes only those species that have been attributed a respective Ellenberg indicator

Chemistry of spruce needles and needles in litterfall

Gårdsjön 2001		Current needles				Current needles +1				Needles in litterfall			
Element	Unit	Mean	Median	CV%	n	Mean	Median	CV%	n ¹⁾	Mean	Median	CV%	n
Ca	µg/g dw	3790			2	-			-				
Mg	µg/g dw	1155			2	-			-				
Na	µg/g dw	157,5			2	-			-				
K	µg/g dw	5790			2	-			-				
P	µg/g dw	1220			2	-			-				
N	%	1,09			2	-			-				
C	%	46,1			2	-			-				
S	mg/g dw	0,75			2	-			-				
C/N		42			2	-			-				
Cu	µg/g dw	<1,0			2	-			-				
Pb	µg/g dw	<1			2	-			-				
Zn	µg/g dw	43			2	-			-				
Cd	µg/g dw	<0,1			2	-			-				
Hg	µg/g dw	0,033			2	-			-				
Mn	µg/g dw	760,5			2	-			-				
Al	µg/g dw	45,5			2	-			-				
Fe	µg/g dw	30,5			2	-			-				
Arginine	µmol/g dw	2,29	1,91	75	9								

Aneboda 2001		Current needles				Current needles +1				Needles in litterfall			
Element	Unit	Mean	Median	CV%	n	Mean	Median	CV%	n ¹⁾	Mean	Median	CV%	n
Ca	µg/g dw	4590			2	-			-	10157	10200	2	3
Mg	µg/g dw	1155			2	-			-	1028	1010	5	3
Na	µg/g dw	56			2	-			-	203	189	15	3
K	µg/g dw	5205			2	-			-	2133	2150	4	3
P	µg/g dw	1455			2	-			-	726	711	4	3
N	%	1,07			2	-			-	0,74	0,75	5	3
C	%	46,0			2	-			-	45,8	45,74	0	3
S	mg/g dw	0,75			2	-			-	0,69	0,71	7	3
C/N		43			2	-			-	62	61	6	3
Cu	µg/g dw	1,8			2	-			-	1,8	1,8	3	3
Pb	µg/g dw	<1			2	-			-	3,1	3,2	12	3
Zn	µg/g dw	36			2	-			-	62,3	61	11	3
Cd	µg/g dw	<0,1			2	-			-	0,17	0,17	6	3
Hg	µg/g dw	0,031			2	-			-	0,059	0,063	19	3
Mn	µg/g dw	1365			2	-			-	2187	2170	2	3
Al	µg/g dw	58,5			2	-			-	168	165	14	3
Fe	µg/g dw	32			2	-			-	109	110	5	3
Arginine	µmol/g dw	1,25	1,14	35	10								

Kindla 2001		Current needles				Current needles +1				Needles in litterfall			
Element	Unit	Mean	Median	CV%	n	Mean	Median	CV%	n ¹⁾	Mean	Median	CV%	n
Ca	µg/g dw	3225			2	-			-	5673	5710		3
Mg	µg/g dw	1145			2	-			-	804	840		3
Na	µg/g dw	57,5			2	-			-	138	144		3
K	µg/g dw	6365			2	-			-	1617	1810		3
P	µg/g dw	1130			2	-			-	508	505		3
N	%	1,07			2	-			-	0,69	0,68		3
C	%	46,4			2	-			-	46,4	46,5		3
S	mg/g dw	0,71			2	-			-	0,66	0,67		3
C/N		44			2	-			-	68	68		3
Cu	µg/g dw	1,9			2	-			-	2,7	3		3
Pb	µg/g dw	<1			2	-			-	3,8	3,5		3
Zn	µg/g dw	41			2	-			-	51	52		3
Cd	µg/g dw	<0,1			2	-			-	0,13	0,13		3
Hg	µg/g dw	0,027			2	-			-	0,059	0,055		3
Mn	µg/g dw	883,5			2	-			-	1383	1380		3
Al	µg/g dw	49			2	-			-	203	195		3
Fe	µg/g dw	31			2	-			-	96	88		3
Arginine	µmol/g dw	1,88	1,63	32	10								

Gammtr. 2001		Current needles				Current needles +1				Needles in litterfall			
Element	Unit	Mean	Median	CV%	n	Mean	Median	CV%	n ¹⁾	Mean	Median	CV%	n
Ca	µg/g dw	3795			2	-			-	7200	7360		3
Mg	µg/g dw	1140			2	-			-	708	607		3
Na	µg/g dw	80			2	-			-	69	56		3
K	µg/g dw	7305			2	-			-	1166	1010		3
P	µg/g dw	2045			2	-			-	564	553		3
N	%	0,97			2	-			-	0,56	0,60		3
C	%	46,4			2	-			-	47,6	48,0		3
S	mg/g dw	0,73			2	-			-	0,58	0,60		3
C/N		48			2	-			-	87	80		3
Cu	µg/g dw	<1,0			2	-			-	1,53	1,60		3
Pb	µg/g dw	<1			2	-			-	1,90	2,00		3
Zn	µg/g dw	45			2	-			-	68,3	69,0		3
Cd	µg/g dw	<0,1			2	-			-	0,13	0,13		3
Hg	µg/g dw	0,0255			2	-			-	0,030	0,034		3
Mn	µg/g dw	806			2	-			-	1347	1400		3
Al	µg/g dw	48			2	-			-	172	152		3
Fe	µg/g dw	28			2	-			-	67	67		3
Arginine	µmol/g dw	1,59	1,16	91	10								

Comments

Samples are taken in February-March near the crown top of ten trees on or near circular plots. Except they are mixed into two separate samples for analysis.

n = number of samples analysed

Biomass and bioelements in trees (≥5 cm dbh)

Gårdsjön		1991			1995			2000		
Biom/Element	Unit	total	per hectare	n plots	total	per hectare	n plots	total	per hectare	n plots
biomass	ton dw	555	150	18	605	163	18	625	168	18
C-tot	ton	272	73	18	296	80	18	306	83	18
N-tot	kg	1317	355	18	1433	386	18	1476	398	18
P-tot	kg	135	36	18	147	40	18	152	41	18
K	kg	477	129	18	519	140	18	532	143	18
Ca	kg	896	241	18	974	263	18	1000	270	18
Mg	kg	142	38	18	154	42	18	159	43	18
Fe	kg	39	11	18	43	11	18	43	12	18
Mn	kg	155	42	18	168	45	18	172	46	18
Zn	kg	16	4	18	17	5	18	18	5	18
Cu	kg	3	0,7	18	3	0,7	18	3	0,8	18
B	kg	2	0,4	18	2	0,5	18	2	0,5	18

Aneboda		1996			2001		
Biom/Element	Unit	total	per hectare	n plots	total	per hectare	n plots
biomass	ton dw	3880	204	40	4606	225	47
C-tot	ton	1901	100	40	2257	110	47
N-tot	kg	8450	445	40	9902	483	47
P-tot	kg	837	44	40	981	48	47
K	kg	3110	163	40	3623	177	47
Ca	kg	6560	345	40	7755	378	47
Mg	kg	991	52	40	1163	57	47
Fe	kg	316	17	40	378	18	47
Mn	kg	1200	63	40	1429	70	47
Zn	kg	145	8	40	176	9	47
Cu	kg	17	0,9	40	21	1,0	47
B	kg	13	0,7	40	15	0,7	47

Kindla		1998		
Biom/Element	Unit	total	per hectare	n plots
biomass	ton dw	3730	196	40
C-tot	ton	1828	96	40
N-tot	kg	9170	483	40
P-tot	kg	788	41	40
K	kg	3460	182	40
Ca	kg	6300	331	40
Mg	kg	1010	53	40
Fe	kg	136	7	40
Mn	kg	827	44	40
Zn	kg	69	4	40
Cu	kg	17	0,9	40
B	kg	10	0,5	40

Gammtratten		1999		
Biom/Element	Unit	total	per hectare	n plots
biomass	ton dw	4240	99	35
C-tot	ton	2078	48	35
N-tot	kg	9020	210	35
P-tot	kg	1020	24	35
K	kg	3740	87	35
Ca	kg	7050	164	35
Mg	kg	1070	25	35
Fe	kg	357	8	35
Mn	kg	1290	30	35
Zn	kg	126	3	35
Cu	kg	18	0,4	35
B	kg	14	0,3	35

Comments

Biomass estimated from measurements of trees on regularly distributed permanent sample plots and chemistry data from total = whole catchment

**Månadsvärden på temperatur och nederbörd i Gårdsjön 2001
jämfört med långtidsvärden från Säve och Alvhem.**

Månad	Temp a) Säve grad C	Temp 2001 Gårdsjön grad C	Översk./ undersk. grad C	Nederbörd b) Alvhem mm	Nbd 2001 Gårdsjön mm	Översk./ undersk. mm
1	-1,6	-0,3	1,3	71	28	-43
2	-1,6	-2,6	-1	47	64	17
3	1,2	-0,6	-1,8	57	54	-3
4	5,2	4,2	-1	50	127	77
5	10,9	10,9	0	62	43	-18
6	14,9	13,1	-1,8	73	93	19
7	16,2	17,3	1,1	89	53	-35
8	15,6	15,7	0,1	91	120	29
9	12,2	11,2	-1	107	129	23
10	8,5	10,1	1,6	112	90	-23
11	3,7	2,5	-1,2	109	47	-62
12	0,3	-2,8	-3,1	83	44	-39
Medel/Summa	7,9	6,6	-1,4	950	893	-58

**Månadsvärden på temperatur och nederbörd i Aneboda 2001
jämfört med långtidsvärden från Växjö**

Månad	Temp a) Växjö grad C	Temp 2001 Aneboda grad C	Översk./ undersk. grad C	Nederbörd c) Växjö mm	Nbd 2001 Aneboda IVL mm	Översk./ undersk. mm
1	-2,7	-0,9	1,8	60	57	-3
2	-2,6	-3,3	-0,7	41	39	-2
3	0,4	-2,7	-3,1	48	32	-16
4	4,9	3,5	-1,4	46	57	11
5	10,8	10,8	0,0	56	47	-9
6	14,9	12,7	-2,2	64	73	9
7	15,9	17,5	1,6	87	31	-56
8	15,2	15,4	0,2	66	75	8
9	11,2	11,0	-0,2	82	103	21
10	7,2	9,7	2,5	67	63	-5
11	2,5	1,9	-0,6	73	60	-13
12	-1,1	-1,5	-0,4	65	67	2
Medel/Summa	6,4	6,2	-0,2	755	703	-53

a) Månadsmedeltemperaturer 1961-90, källa: SMHI.

b) Korrigerad nederbörd, Alvhem (SMHI-bet 8200 korrektionsfaktor 1,18, källa: Data rörande Sveriges nederbörds klimat. Normalvärden för perioden 1961-90. SMHI Rapport 1991:81)

c) Korrigerad nederbörd, Växjö (SMHI-bet 6452 korrektionsfaktor 1,16)

d) Korrigerad nederbörd, Nyberget (SMHI-bet 9544 korrektionsfaktor 1,21)

e) Korrigerad nederbörd, Fredrika (SMHI-bet 14805 korrektionsfaktor 1,24)

**Månadsvärden på temperatur och nederbörd i Kindla 2001
jämfört med långtidsvärden från Knon och Nyberget.**

Månad	Temp a) Knon grad C	Temp 2001 Kindla grad C	Översk./ undersk. grad C	Nederbörd d) Nyberget mm korr	Nbd 2001 d) Nyberget mm korr	Översk./ undersk. mm
1	-7,7	-3,2	4,5	64	103	39
2	-6,9	-7,2	-0,3	46	51	5
3	-3,2	-3,6	-0,4	51	50	-1
4	3,1	2,0	-1,1	56	58	2
5	9,3	8,5	-0,8	58	65	7
6	13,7	12,3	-1,4	80	41	-39
7	16,1	15,7	-0,4	98	79	-19
8	14,3	13,6	-0,7	102	134	32
9	9,4	9,3	-0,1	99	106	7
10	4,1	6,7	2,6	87	96	8
11	-0,5	0,1	0,6	97	26	-70
12	-4,3	-1,1	3,2	68	59	-9
Medel/Summa	4,0	4,4	0,5	905	869	-36

**Månadsvärden på temperatur och nederbörd i Gammtratten 2001
jämfört med långtidsvärden från Fredrika.**

Månad	Temp a) Fredrika grad C	Temp 2001 Gammtratten grad C	Översk./ undersk. grad C	Nbd 1961-90 e) Fredrika mm	Nbd 2001 e) Fredrika mm	Översk./ undersk. mm
1	-12,7	-5,1	7,6	43	46	2
2	-11,2	-12,4	-1,3	33	30	-3
3	-6,2	-8,7	-2,5	39	24	-15
4	-0,2	0,0	0,2	36	61	25
5	6,6	5,0	-1,6	47	73	26
6	12,3	11,5	-0,8	62	76	15
7	13,9	13,5	-0,4	109	153	44
8	12,0	11,9	-0,1	85	133	48
9	7,0	7,8	0,9	77	122	45
10	1,8	2,5	0,6	68	45	-23
11	-5,8	-3,7	2,1	59	60	1
12	-10,6	-9,2	1,4	50	40	-10
Medel/Summa	0,6	1,1	0,5	708	863	155

a) Månadsmedeltemperaturer 1961-90, källa: SMHI.

b) Korrigerad nederbörd, Alvhem (SMHI-bet 8200 korrektionsfaktor 1,18, källa: Data rörande Sveriges nederbördsklimat. Normalvärden för perioden 1961-90. SMHI Rapport 1991:81)

c) Korrigerad nederbörd, Växjö (SMHI-bet 6452 korrektionsfaktor 1,16)

d) Korrigerad nederbörd, Nyberget (SMHI-bet 9544 korrektionsfaktor 1,21)

e) Korrigerad nederbörd, Fredrika (SMHI-bet 14805 korrektionsfaktor 1,24)

Uppmätt nederbörd (öppet fält), krondropp och avrinning i Gårdsjön 2001.

Kronavdunstning är beräknad som nederbörd minus krondropp. Enhet mm.

Månad	Nederbörd	Krondropp	Kronavdunstning	Avrinning	nederbörd - avrinning
1	28	39	-11	80	-51
2	64	45	19	45	20
3	54	39	15	47	7
4	127	81	46	88	39
5	43	26	18	13	30
6	93	62	31	11	81
7	53	29	24	2	51
8	120	74	45	7	112
9	129	74	55	17	113
10	90	51	39	42	48
11	47	27	20	26	21
12	44	26	18	24	20
Summa	893	573	320	403	490
% av NBD		64	36	45	55

Uppmätt nederbörd (öppet fält), krondropp och avrinning i Aneboda 2001.

Kronavdunstning är beräknad som nederbörd minus krondropp. Enhet mm.

Månad	Nederbörd	Krondropp	Kronavdunstning	Avrinning	nederbörd - avrinning
1	91	39	52	54	37
2	59	24	35	31	29
3	57	22	35	27	30
4	64	44	20	43	21
5	54	74	-20	29	25
6	78	24	54	16	62
7	40	27	13	6	34
8	89	64	25	4	86
9	96	68	28	16	80
10	58	44	14	17	42
11	154	92	62	18	136
12	84	39	45	23	61
Summa	925	561	364	282	643
% av NBD	100	61	39	31	69

Uppmätt nederbörd (öppet fält), krondropp och avrinning i Kindla 2001.

Kronavdunstning är beräknad som nederbörd minus krondropp. Enhet mm.

Månad	Nederbörd	Krondropp	Kronavdunstning	Avrinning	nederbörd - avrinning
1	74	51	22	79	-6
2	55	39	16	52	3
3	42	28	14	33	9
4	51	35	16	143	-92
5	54	45	9	36	18
6	56	36	20	2	54
7	55	32	23	4	50
8	143	90	53	31	112
9	99	60	39	39	59
10	57	50	7	24	33
11	55	36	19	11	44
12	41	36	6	24	17
Summa	781	537	244	479	302
% av NBD	100	69	31	61	39

Uppmätt nederbörd (öppet fält), krondropp och avrinning i Gammtratten 2001.

Kronavdunstning är beräknad som nederbörd minus krondropp. Enhet mm.

Månad	Nederbörd	Krondropp	Kronavdunstning	Avrinning	nederbörd - avrinning
1	38	50	-12	19	20
2	20	28	-9	3	17
3	18	64	-46	1	18
4	70	43	28	45	25
5	47	51	-4	142	-95
6	58	56	2	30	27
7	118	86	32	30	88
8	115	87	28	60	55
9	129	86	44	102	28
10	64	43	21	42	22
11	43	69	-26	16	27
12	28	34	-7	9	19
Summa	748	696	52	496	252
% av NBD	100	93	7	66	34